



Närsaltskoncentrationer och trender i jordbruksdominerade vattendrag

av

Barbro Ulén och Jens Fölster

Avdelningen för vattenvårdslära
Institutionen för markvetenskap
SLU
Box 7072 SE 750 07 Uppsala

Institutionen för Miljöanalys
SLU
Box 7050 SE 750 07 Uppsala

Närsaltskoncentrationer och trender i jordbruksdominerade vattendrag

Avdelningen för vattenvårdslära
Institutionen för markvetenskap
Ekohydrologi84
ISRN SLU-VV-EKOHYD-84-SE
ISSN 0347-9307

Institutionen för Miljöanalys

Rapport 2005:5

ISSN 1403-977X

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	7
INLEDNING	9
MATERIAL OCH METODER.....	10
DATAUNDERLAG	10
KEMISKA ANALYSER	11
STATISTISKA METODER.....	11
VATTENDRAGENS ALLMÄNNA KARAKTÄR	12
TRENDER I NÄRSALTHALTER	14
INVERKAN AV HYDROLOGI, VÄDER OCH KLIMAT PÅ NÄRSALTHALTERNA	17
FLÖDESBEROENDE	17
INVERKAN AV VÄDERFÖRHÅLLANDEN	19
SAMBAND MELLAN NÄRSALTER OCH ANDRA KEMISKA VARIABLER.....	19
INVERKAN AV KLIMATFÖRÄNDRINGAR PÅ NÄRSALTHALTERNA	21
FLÖDESNORMERADE TRENDER	23
SLUTSATSER	24
REFERENSER	25

BILAGA 1. KARTOR ÖVER VATTENDRAGENS AVRINNINGSOMRÅDEN

BILAGA 2. TIDSSERIEPLOTTAR AV NÄRSALTHALTERNA

Sammanfattning

- I 12 vattendrag, med minst 30 procent jordbruksmark i avrinningsområdet, har närsaltskoncentrationer och trender undersökts under de båda perioderna 1983-2003 och 1993-2003. Kväve och fosfor delades upp i oorganiskt kväve, organiskt kväve, ”fosfatfosfor” (molybdatreaktiv fosfor) och övrig fosfor.
- Trendanalyser utfördes med ickeparametriska metoder, ”Theils slope” och ”Seasonal-Kendall”, dels på uppmätta halter och dels efter flödesnormering med en robust icke-linjär metod (LOWESS). Sambandet mellan närsalter och övriga parametrar analyserades med en multivariat metod (PLS).
- Nitrathalterna var nästan fyra gånger högre i Skåne än i Mellansverige men hade samma säsongsvariation. Totalfosforhalterna var generellt högre i Skåne än i övriga delar av landet, Mälarens tillflöden undantagna, till följd av de höga fosfathalterna. De högsta fosforkoncentrationerna uppmättes i Skåne under sommaren och i andra delar av landet under höst eller vår.
- Hälften av de 12 undersökta vattendragen hade signifikant förändrade närsaltskoncentrationer under 1983-2003. Trendanalyserna visade att nitrathalterna ofta hade minskat med ett eller ett par procent per år i Skåne, men långsammare i vattendrag belägna längre norrut. Samtidigt som nitrathalterna minskade ökade halten organiskt bundet kväve i flera fall, tillsammans med halten organiskt material. Fraktionen övrig fosfor minskade samtidigt, medan fosfatfosforhalten ökade i vissa vattendrag och minskade i andra.
- Klimatförändringarna antas innebära en ökad kväve mineralisering och därmed ökande nitrathalter i vattendragen. Fler extrema klimatsituationer antas öka fosforhalterna. Antalet snösmältningar på jordbruksmark har ökat vid ett par klimatstationer (Uppsala och vid Sätenäs SO om Vänern). Detta skulle kunna ha öka erosionen, och därmed fraktionen övrig fosfor, men i närbelägna vattendrag har utvecklingen snarast varit den motsatta.
- Vattenflödet kan bara förklara en mindre del av variationerna i näringshalter. För oorganiskt kväve indikerade PLS-analysen att halterna i första hand styrs av höga halter vid höga flöden, men ansamling och oxidation till nitrat i marken kan också vara en viktig faktor för om det uppträder höga nitrathalterna i vattnet, på samma sätt som oxidationen till sulfat. För fosfat rådde det motsatta förhållandet, med höga halter främst vid låga flöden, vilket indikerar punktutsläpp som den viktigaste källan.
- Resultaten antyder att åtgärder för att minska växtnäringsförluster från jordbruket i flera av avrinningsområdena kan ha haft effekt. Man skulle dock behöva studera hur odlingen och punktutsläppen förändrats för att kunna dra säkra slutsatser. De trender av minskande närsalthalter som kunde detekteras var svaga och för att miljömålen ska kunna uppnås måste åtgärderna för att minska belastningen av närsalter på vattendragen intensifieras.

INLEDNING

Övergödningen av sjöar, vattendrag och kustvatten utgör ett av våra allvarigaste miljöproblem. Det visar sig bl. a. i att det berör 5 av våra 15 nationella miljömål: Ingen övergödning, Levande sjöar och vattendrag, Grundvatten av god kvalitet, Hav i balans och Myllrande våtmarker. Problemen med övergödning i vatten beror på att höga halter av kväve (N) och fosfor (P) i vattnet orsakar kraftig tillväxt av växtplankton, som sedan bidrar till syrebrist när de bryts ner. Vissa typer av växtplankton kan också vara giftiga. I sjöar är det framför allt fosfor som ger problem, medan det i öppna havet oftast är kväve som leder till övergödningseffekter.

Övergödning var det miljöproblem som initierade den nationella miljöövervakningen i början av 1960-talet i större sjöar och vattendrag. Sedan dess har vattenkvaliteten i större vattendrag följts med provtagningar, en eller i vissa fall två gånger i månaden, med mycket få luckor i data. Detta ger oss idag en god möjlighet att studera hur vattenkvaliteten förändrats på grund av förändringar i belastning och klimat.

Sedan problemen med övergödningen uppmärksammades har utsläppen från punktkällor minskat. Detta gäller framför allt fosforutsläppen från de kommunala reningsverken som minskade drastiskt i och med införandet av fosfatfällning i början av 1970-talet. Nu utgör i stället det diffusa läckaget från jordbruksmark och fosfor från enskilda avlopp, huvudkällorna till närsaltbelastningen på ytvattnet i södra Sverige. Belastningen från jordbruket har ökat i och med att jordbruket intensifierats. Samtidigt har åtskilliga åtgärder genomförts för att minska utsläpp från jordbruk och enskilda avlopp. I sydligaste Sverige började flera av dessa åtgärder att genomföras redan under 1980-talet, medan de flesta av förändringarna i Mellansverige kom igång först på 1990-talet. Under senare år har också EU-bidrag och miljölagar inneburit ändrade förutsättningar för jordbruksproduktion och odlingsåtgärder.

Närsaltshalterna i ytvatten uppvisar ofta en stor variation beroende på väder, årstidsvariation och klimatets långsiktiga svängningar som påverkar biologiska, fysikaliska och hydrologiska processer i marken och därmed växtnärläckaget till vattendragen. De stora variationerna gör det svårt att försöka skilja ut de ofta svaga trenderna från den stora naturliga variationen. Samtidigt ger sambanden mellan klimat och närsaltsläckage oss möjligheten att bedöma effekterna av en mänskligt betingad förändring av klimatet.

Flera studier har gjorts för att studera hur halterna av kväve och fosfor förändrats i ytvatten i Sverige. I en studie av några små vattendrag i typområden på jordbruksmark under 1992-2002 noterades en minskning av kvävehalterna i Mellansverige som kunde sättas i relation till åtgärder inom jordbruket (Ulén m fl. 2004). I södra Sverige var trenderna inte så entydiga, vilket skulle ha kunna berott på att vissa åtgärder redan introducerats innan programmet med typområden på jordbruksmark startades. I en studie av totalkväve (Tot-N) och totalfosfor (Tot-P) i större skånska vattendrag 1981-2000, noterades minskade halter i flera fall (Grimvall och Nordgaard, 2004).



Figur 1. Vattendragsstationer i den nationella miljöövervakningen med avrinningsområden med minst 30% jordbruksareal och minst 20 års tidsserier, samt närliggande klimatstationer.

I den här studien har vi undersökt utvecklingen av närsaltshalter i jordbruksdominerade åar i södra och mellersta Sverige. Vi har statistiskt testat förekomsten av trender och undersökt sambanden mellan halter och klimatvariabler. Testerna har gjorts separat, både på de biologiskt mest lättillgängliga fraktionerna av kväve och fosfor; dvs. framför allt nitratkväve och fosfatfosfor, samt på de mera svårtillgängliga fraktionerna; organiskt kväve och fosfor bunden till partiklar eller i organisk form. Syftet har varit att utröna om åtgärderna för att minska läckaget från jordbrukslandskapet har gett effekt i form av förbättrad vattenkvalitet. Vi har därför avgränsat studien till perioden 1983-2003, vilket är den period då åtgärder inom jordbruket förväntas ha haft effekt. Samtidigt är det efter den period då utsläppen av framför allt fosfor från reningsverk och större punktkällor har minskat, varefter jordbruket återstår som en huvudkälla.

Material och metoder

Dataunderlag

Rapporten är baserad på vattenkvalité och vattenföringsdata från 11 jordbruksåar med mer än 30 % jordbruksmark i avrinningsområdet och som ingår i den nationella miljöövervakningen. Dessutom inkluderades en mindre jordbruksbäck som ingår i miljöövervakningen av jordbruksmark och som är den enda jordbruksbäcken som undersökts under en länge tid (område M39 i Skåne) (Figur 1). Data från den nationella miljöövervakningen finns tillgängliga på Internet (www.ma.slu.se).

Vattenprovtagningen har utförts en gång i mitten av varje månad, men för vissa vattendrag har frekvensen varit två gånger per månad (Skivarpsån, Klingavälsån, Tolångaån och område M39).

Vattenföringsdata härstammar från SMHI. Klimatdata (nederbörd och avrinning) har hämtats från sex stationer inom SMHI:s stationsnät som ligger i närheten av vattendragsstationerna (Figur 1). Uppgifter om snödjup och tjäle på jordbruksmark har erhållits från Försvarmakten.

Kemiska analyser

Med undantag för Sagån, Örsundaån, och M39 utgör dataunderlaget obrutna tidsserier med samma analyser utförda av samma laboratorium. De kemiska analyserna har utförts av laboratoriet vid Institutionen för Miljöanalys, SLU, för de 11 större vattendragen inom den nationella övervakningen. För det mindre vattendraget inom typområden på jordbruksmark har analyserna genomförts av laboratoriet vid Avdelningen för Vattenvårdslära, SLU utom för år 1994-2000 då de analyserades av Lantbrukskemiska stationen i Kristianstad. De båda förstnämnda laboratorierna ackrediterades av SWEDAC 1992 resp. 1993.

För samtliga analyser användes standardmetoder. Nitrathalten har analyserats tillsammans med nitrit, men eftersom den senare utgör en liten del betecknas resultaten fortsättningsvis som nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$). Totalkväve (Tot-N) beräknades ur summan av Kjeldahlkväve (Kj-N) och $\text{NO}_3\text{-N}$ med undantag av hela tidsserien från M39 och för år 2003 från Sagån och Örsundaån, där Tot-N bestämdes direkt med persulfatuppslutning (Tot- N_{ps}). Organiskt kväve (Org-N) beräknades som differensen mellan Kj-N och ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) alternativt $\text{Tot-}\text{N}_{\text{ps}} - (\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N})$. Oorganiskt kväve beräknades som summan av $\text{NO}_3\text{-N}$ och $\text{NH}_4\text{-N}$ och utgjordes till största delen av $\text{NO}_3\text{-N}$. Fosfor analyserade dels som molybdatreaktivt fosfor och dels som totalfosfor (Tot-P) med persulfatuppslutning. Molybdatreaktivt fosfor utgörs till stor del av fosfater och kallas hädanefter för fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$). Övrig fosfor (Övr-P) utgör skillnaden mellan Tot-P och $\text{PO}_4\text{-P}$ och omfattar fosfor med varierande biotillgänglighet, både bundet i organiskt material och till mineralpartiklar.

Organiskt material analyserades som permanganatförbrukning med undantag för Sagån och Örsundaån 2003 där det analyserades som totalt organiskt kol (TOC). Organiskt material redovisas som kemisk syreförbrukning (COD_{Mn}). TOC kan uppskattas genom att dividera koncentrationen COD_{Mn} med faktorn 1,1 (Wilander, 1988). Vattenfärgen mättes som absorbans vid 420 nm med 5 cm kyvett (AbsF) på filtrerat prov. Differensen mellan absorbansen på filtrerat och ofiltrerat prov (AbsDiff) utnyttjades som en indikation partikulärt material.

Statistiska metoder

För trendanalysen användes ickeparametriska metoder eftersom dataunderlaget inte uppfyllde kraven på normalfördelade residualer och strikt linjära trender som ställs av linjär regression. Eftersom data dessutom var seriellt beroende, gjordes analyserna för en månad i taget, varefter resultaten från alla månader slogs samman. För att uppskatta trendens storlek användes "Theils slope" (Helsel och Hirsch, 1992), (även kallad Sen's slope) där lutningen beräknas som medianen av lutningen mellan alla par av data i tidsserien. I vårt fall innebar det att vi tog medianen av alla lutningar av data från samma månad. Signifikansen av trenden testades enligt Hirsch och Slack (1984) som är en utveckling av Mann-Kendall för säsonsberoende data (även kallat Seasonal-Kendall). Trendtesterna gjordes med ett program i Visual-Basic utvecklat av Anders Grimvall på Linköpings Universitet.

Trendanalysen gjordes även på flödesnormerade data. Vi använde oss då av en robust icke-linjär funktion (LOWESS, Locally Weighted Scatterplot Smoothing) (Cleveland, 1979) i programmet MiniTab®. Metoden påminner om glidande medelvärde, men är inte känslig för extremvärden. Vi använde den rekommenderade faktorn 0,5 vid graderingen av utjämnningen. För att minska variationen i data och för att normera för eventuella trender i vattenföringen gjordes dessutom en upprepad trendanalys med halter flödesnormerade med LOWESS. De flödesnormerade värdena utgjordes av residualerna från den LOWESS anpassade kurvan. I de flesta fall är koncentrationerna beroende av flödet. En flödesnormalisering ger då en minskad variation vilket i sin tur ger en bättre signifikans på trenderna. Om vattenföringen uppvisar en trend ger ett trendtest på flödesnormaliserade data en uppskattning av vad trenden i halt hade varit om det inte varit någon trend i vattenföringen. Flödesnormalisering förutsätter att sambandet mellan halt och flöde inte förändrats med tiden.

Sambandet mellan närsalthalter och övriga halter samt vattenföring studerades med PLS (Partial Least Square) i programmet SIMCA®. PLS är en multivariat metod som påminner om Multipel linjär regression, men som kan hantera många x-variabler (oberoende variabler) som är starkt korrelerade med varandra. PLS är inte heller lika känsligt som multipel linjär regression för samband som avviker från de linjära.

Vattendragens allmänna karaktär

De undersökta vattendragen avvattnar avrinningsområden som är relativt stora, 124 - 2 265 km², M39 undantaget. De omfattar ofta både kuperade områden med skogs eller jordbruksproduktion och låglänta områden med högproduktiv jordbruksmark. Avrinningsområdena finns beskrivna i kartform i Bilaga 1. Vissa av vattendragens avrinningsområden (t ex Skivarpsåns och Rååns) domineras helt av jordbruket och har en relativt stor befolkningstäthet på landsbygden (Tabell 1), medan andra har en väsentlig andel skog och bara hälften så stor befolkningstäthet (Dahlbergsåns, Sagåns och Örsundaåns). De båda sistnämndas avrinningsområden kännetecknas av jordbruksmarker med vittrande leror och har de högsta kiselhalterna i vattnet (Tabell 2). Örsundaån kännetecknas av höga fosforhalter, liksom vissa vattendrag i Skåne. Alkaliniteten i vattendragen är högst från de kalkrika områdena i Skåne och på Gotland och lägst i Smedjeån i Halland och Dahlbergsån i Dalsland. Halterna organiskt material varierar från 4-8 mg/l COD_{Mn} i Skånevattendragen till 11 - 14 mg/l COD_{Mn} i de övriga vattendragen.

Andelen organiskt bunden kväve var nästan hälften i vissa vattendrag medan nitratkvävet vanligen dominerade stort i Sydsverige (Tabell 2). Övrig fosfor utgjorde den största fosforfraktionen i 7 av vattendragen men i övriga 5 var fosfatfosforkoncentrationen högst. Dahlbergsån och Klingavälsån med större andel sjöareal i avrinningsområdet hade förhållandevis lägre nitrathalter än närliggande områden med liknande jordar men utan sjöar.

Tabell 1. Avrinningsområdets totala areal, andel odlad mark, andel sjöyta, internationell klassificering av dominerande jordart för jordbruksmarken, frekvens kalciumoxid (CaO) i jordbruksmarken och glesbygdsbefolkning

Län	Vattendrag	Total areal (km ²)	Odlad areal (%)	Sjöyta (%)	Klassificering av jordbruksmark	Frekvens CaO	Glesbygdsbefolkning (antal km ⁻²)
C	Sagån	857	36	1.2	Silty clay – clay	Liten	9
C	Örsundaån	736	33	1.3	Clay	Liten	10
O	Dahlbergsån	832	33	5.1	Silty clay – loam	Liten	9
O	Lidan	2265	46	0.4	Loam – clay	Medel	10
O	Nossan	813	34	1.2	Sandy loam – loam	Liten	14
I	Gothemsån	365	37	0.0	Sandy loam	Hög	14
N	Smedjeån	277	31	1.5	Sandy loam – loam	Liten	13
M	M39	6.8	85	0.0	Sandy loam	Hög	17
M	Råån	165	74	0.0	Sandy loam	Hög	20
M	Tolångaån	299	64	0.0	Sandy loam – loam	Hög	17
M	Klingavälsån	239	51	3.5	Sandy loam	Medel	17
M	Skivarpsån	124	79	0.4	Sandy loam	Hög	22

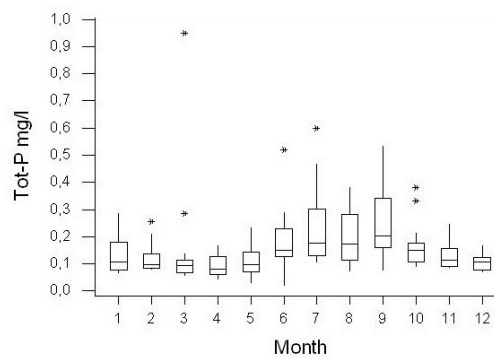
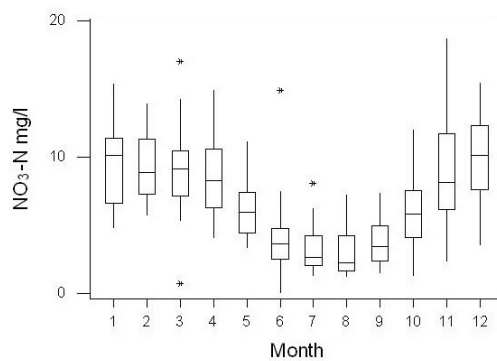
Tabell 2. Mediankoncentration av alkalinitet (Alk), kisel (Si), totalkväve (Tot-N), nitrat+nitritkväve (NO₃-N), totalfosfor (Tot-P) och fosfatfosfor (PO₄-P) samt andelen organiskt kväve i förhållande till totalkväve (OrgN/TotN) och övrig fosfor i förhållande till totalfosfor (Övr-P/Tot-P) i vattendragen 1983-2003

Län	Vattendrag	Alk (mol/L)	Si	COD _{Mn}	Tot-N	NO ₃ -N	Tot-P	PO ₄ -P	OrgN/ TotN (%)	Övr-P/ Tot-P (%)
					(mg L ⁻¹)					
C	Sagån	1.57	5.1	12.8	2.25	1.25	0.085	0.040	42	56
C	Örsundaån	1.56	5.0	12.5	1.98	0.98	0.117	0.064	48	47
O	Dahlbergsån	0.36	2.0	12.0	1.33	0.64	0.064	0.026	48	59
O	Lidan	2.17	3.9	12.1	3.12	1.98	0.058	0.022	34	64
O	Nossan	0.79	4.3	13.8	2.34	1.33	0.068	0.028	37	59
I	Gothemsån	4.61	1.7	10.9	3.19	2.25	0.061	0.032	32	51
N	Smedjeån	0.33	4.2	12.2	4.57	3.48	0.052	0.016	22	70
M	M39	4.15	-	-	8.70	7.60	0.123	0.079	7	29
M	Råån	3.91	3.8	4.0	7.32	6.56	0.120	0.074	8	36
M	Tolångaån	3.26	3.2	6.6	4.92	3.96	0.092	0.057	18	41
M	Klingavälsån	2.84	3.7	8.5	2.40	1.37	0.066	0.020	40	70
M	Skivarpsån	4.35	4.2	7.9	5.28	4.04	0.140	0.080	22	46

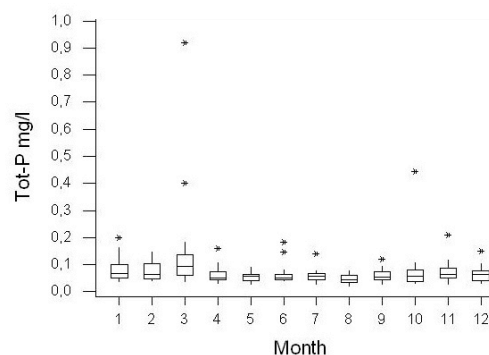
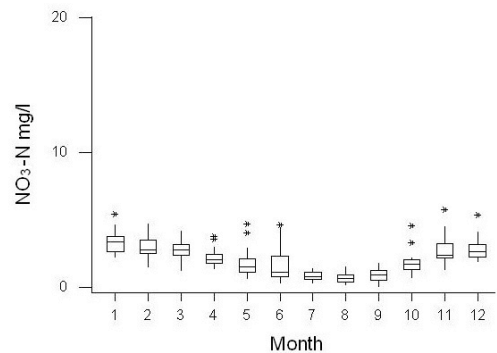
Nitrathalterna låg 3-5 gånger högre i Skåne jämfört med i Mellansverige t. ex. Råån jämfört med Sagån (Tabell 2). Tillfälligt kunde nitrathalterna vara förhållandevis höga i juni i Mellansverige, annars hade kurvorna samma årsmönster med de högsta halterna under vinterhalvåret (Figur 2). Fosforkurvorna hade däremot olika utseende från olika områden. I Skåne var halterna högst sommartid, sannolikt beroende på punktkällor i samband med lågflöde. I Lidan i Västergötland (Figur 2) var den typiska fosforhalten nästan konstant under året. I Sagån, liksom Örsundaån, vars båda avrinningsområden är belägna i lerjordsområdena runt Mälaren, var fosforhalterna högst under höst- och vintermånaderna.

Extremt höga totalfosforhalter och andra parametrar uppmättes i mitten av mars 1986 i Lidan, Nossan, Råån, Örsundaån och Sagån i samband med nederbörd och att tjälen släppte i marken. Detta visar att man vid provtagningen lyckats pricka in ett "händelserelaterat" tillfälle med mycket fosforförlust. Andra sådana tillfällen med höga koncentrationer har varit vid provtagningen i november 1991, mars 1996 och i februari 2000. Inga koncentrationsvärden har uteslutits som 'utliggare' (outliers) i den statistiska analysen av trender.

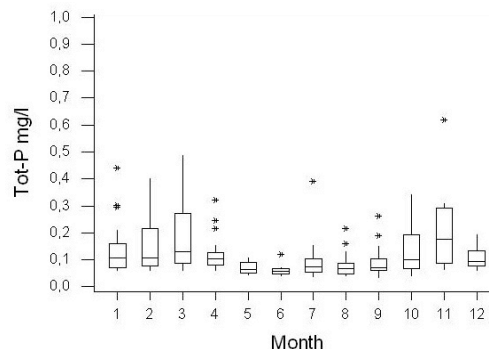
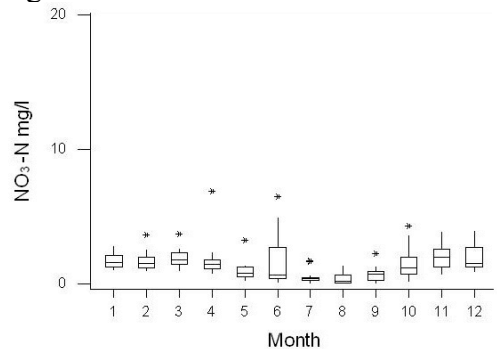
Råån



Lidan



Sagån



Figur 2. Månadsvis halt av nitrat + nitritkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$) och totalfosfor (Tot-P) under 1983-2003 från Råån, Lidan och Sagån. Strecket i lådan anger medianvärdet för den aktuella månaden medan lådans övre och undre gräns markerar 25- och 75 % percentil. Spröten går till den största och den minsta koncentrationen. Om värdet motsvarar mer än 1,5 gånger värdet för 75 %- percentilen markeras med en stjärna.

Trender i närsalhalter

Tidsplottar av samtliga data presenteras i Bilaga 2. De visar även befintliga data från 1975. Skivarpsån och Tolångaån hade en tydliga minskning av fosforhalterna kring 1980, som förmodligen kan härledas till förbättringar av reningsverk och omledningar av avloppsvatten. Eftersom vi ville studera effekterna från åtgärder inom jordbruket, har vi bara studerat perioden efter 1983. Trender analyserades för Org-N och Oorg-N samt för Övr-P och $\text{PO}_4\text{-P}$, för perioderna 1983-2003 och 1993-2003. För de studerade tidsperioderna var förändringarna monotona, dvs. det förekom inga tydliga brytpunkter med trender åt olika håll inom samma tidsserie (Bilaga 2).

För kvävet del visade trendberäkningarna (Tabell 3) att halten oorganiskt kväve vanligen minskat, medan det organiska kvävet ibland har ökat. Det organiska kväve, främst bestående av nitratkväve, har minskat signifikant i Skåne. Att det organiskt kväve ökat i ett par fall, kan hänga samman med att det skett en ökning av halten organiskt material pga förändrade klimatförhållanden. Beräknat på signifikanta trender i vattendrag med stabila flöden under 1983-2003 (Lidan, Smedjeån, Råån, Tolångaån och Klingavälsån) har nitratkvävehalten minskat med i genomsnitt drygt 1 procent per år (Figur 3). Den signifikanta årliga minskningen i halten Oorg-N i Skåne var 0,08 0,05 resp. 0,03 mg L⁻¹ i, Råån, Tolångaån resp. Klingavälsån, dvs. en minskning med en eller ett par procent. Beräknat under den kortare perioden 1993-2003 tycks utvecklingen varit än mer positiv i Råån, Skivarpsån och Smedjeån, men för en så kort period som 10 år är storleken på trenden osäker eftersom tillfälliga klimatstyrda förändringar kan få stort genomslag.

Tabell 3. Organiskt kväve och oorganiskt kväve som medianhalt, samt trender under 1983-2003 och 1993-2003 enligt Theils slope som förändring av halten (mg L⁻¹ År⁻¹), dels beräknat för halten (okorrigerat), och dels i förhållande till flödesnormerade halter (LOWESS). Icke-signifikanta värden anges inom parentes.

Län	Vattendrag	Organiskt kväve			Oorganiskt kväve		
		Halt	Trend		Halt	Trend	
		(mg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹ År ⁻¹)	Flödeskorr. (mg L ⁻¹ År ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹ År ⁻¹)	Flödeskorr. (mg L ⁻¹ År ⁻¹)
1983-2003							
C	Sagån	0.90	(+0.004)	(+0.004)	1.35	(+0.004)	(+0.004)
C	Örsundaån	0.85	(+0.005)	+0.010*	1.06	(+0.003)	(+0.020)
O	Dahlbergsån	0.66	+0.004**	+0.004***	0.68	(-0.002)	(-0.002)
O	Lidan	1.04	(+0.005)	(+0.003)	2.11	-0.009*	-0.020**
O	Nossan	0.88	(-0.004)	-0.004*	1.43	(-0.002)	(-0.005)
I	Gothemsån ^a	1.04	+0.011***	+0.008**	2.25	(+0.003)	(+0.001)
N	Smedjeån	0.96	(+0.004)	(+0.003)	3.58	-0.020*	-0.019**
M	M39 ^b	0.91	-0.017*	(-0.017)	7.60	(-0.046)	-0.113
M	Råån	0.58	+0.017***	+0.016***	6.76	-0.081**	-0.107***
M	Tolångaån	0.80	(+0.003)	+0.003*	3.95	-0.049**	-0.018**
M	Klingavälsån	0.93	(+0.001)	(+0.002)	1.41	-0.026***	-0.014***
M	Skivarpsån	1.08	(+0.005)	+0.008*	4.13	-0.032*	(+0.009)
1993-2003							
C	Sagån	0.94	(-0.021)	(-0.008)	1.39	(+0.006)	(-0.009)
C	Örsundaån	0.90	(+0.004)	(+0.002)	1.06	(-0.013)	(-0.044)
O	Dahlbergsån	0.69	(+0.004)	(+0.003)	0.67	(+0.004)	(+0.002)
O	Lidan	1.06	(+0.012)	(+0.014)	1.97	(-0.007)	(-0.029)
O	Nossan	0.85	+0.0120*	+0.0106*	1.44	(-0.002)	(-0.028)
I	Gothemsån	1.08	(+0.003)	(+0.002)	2.22	(+0.002)	(+0.004)
N	Smedjeån	1.00	(+0.017)	(+0.019)	3.52	-0.099**	-0.090**
M	M39 ^b	0.85	(±0.000)	(-0.001)	7.45	(+0.003)	(-0.088)
M	Råån	0.65	(-0.0006)	-0.004*	6.22	-0.322***	-0.309**
M	Tolångaån	0.87	(-0.007)	(-0.004)	3.59	(-0.062)	-0.037**
M	Klingavälsån	0.93	(-0.001)	(-0.002)	1.27	(-0.026)	(-0.014)
M	Skivarpsån	1.13	(+0.004)	(+0.005)	3.88	-0.147**	-0.073**

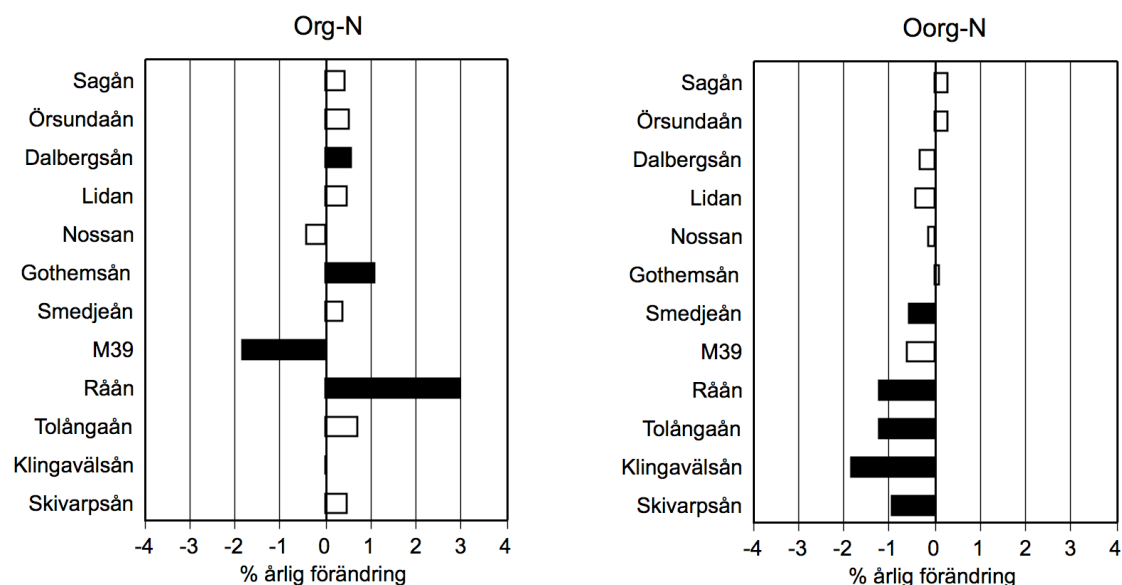
* Marginellt signifikant trend (0.05 < p ≤ 0.10)

** Signifikant trend (0.01 < p ≤ 0.05)

*** Starkt signifikant trend (p ≤ 0.01)

^a För Gothemsån f.o.m 1987

^b För M39 saknas ammoniumkväve (NH₄-N). I Organiskt kväve ingår här även NH₄-N och beräkningarna för oorganiskt kväve har gjorts på enbart nitratkväve (NO₃-N).



Figur 3 a och b. Trender av organiskt (a) och oorganiskt (b) kväve i 12 jordbruksåar 1983-2003 beräknade med säsongsvist Theils slope och uttryckt som % av medianhalten för samma period. Fylld kolumn anger signifikant trend ($p < 0.1$) enligt Seasonal-Kendall.

Tabell 4. Övrig fosfor och fosfatfosfor som medianhalt, trender) under 1983-2003 och 1993-2003 enligt Theils slope som förändring av halten ($\text{mg L}^{-1} \text{År}^{-1}$), dels beräknat för halten (okorrigerat) och dels i förhållande till för flödesnormerade halter (LOWESS). Icke-signifikanta värden anges inom parentes.

Län	Vattendrag	Övrig fosfor			Fosfatfosfor			Flödeskorr.
		Halt (mg L ⁻¹)	Trend Okorrigerat (mg L ⁻¹ År ⁻¹)	Flödeskorr. (mg L ⁻¹ År ⁻¹)	Halt (mg L ⁻¹)	Trend Okorrigerat (mg L ⁻¹ År ⁻¹)	(mg L ⁻¹ År ⁻¹)	
1983-2003								
C	Sagån	0.044	(-0.0005)	(-0.0003)	0.040	+0.0005**	+0.0007*-	
C	Örsundaån	0.050	(-0.0001)	(-0.001)	0.064	+0.0013***	+0.0010*	
O	Dahlbergsån	0.039	(±0.000)	(-0.0001)	0.026	+0.0007***	+0.0006***	
O	Lidan	0.035	(-0.0004)	(-0.0003)	0.022	(+0.0003)	(+0.0003)	
O	Nossan	0.039	-0.0010***	-0.0010***	0.028	(+0.0003)	(+0.0004)	
I	Gothemsån ^a	0.029	-0.0010**	-0.0012**	0.032	+0.0007**	+0.0006***	
N	Smedjeån	0.037	-0.0010***	-0.0010***	0.016	+0.0005***	+0.0005***	
M	M39	0.031	(-0.0007)	-0.0009	0.079	-0.0022***	-0.0019	
M	Råån	0.044	(-0.0007)	-0.0009*	0.074	-0.0021***	-0.0020***	
M	Tolångaån	0.036	(-0.0005)	(-0.0004)	0.057	-0.0007***	-0.0008***	
M	Klingavälsån	0.044	(-0.0005)	-0.0003*	0.020	+0.0005***	+0.0005***	
M	Skivarpsån	0.058	-0.0017**	-0.0014*	0.080	+0.0005**	(+0.0002)	
1993-2003								
C	Sagån	0.041	(-0.0012)	(-0.0006)	0.045	(-0.0008)	(-0.0015)	
C	Örsundaån	0.048	(+0.0003)	(+0.0004)	0.070	(-0.0001)	(-0.0002)	
O	Dahlbergsån	0.038	(-0.0001)	(-0.0002)	0.032	+0.0010**	+0.0006***	
O	Lidan	0.033	(-0.0003)	(-0.0004)	0.022	+0.0019**	+0.0018***	
O	Nossan	0.034	(-0.0003)	(-0.0003)	0.030	+0.0022***	+0.0030*	
I	Gothemsån	0.027	-0.0016**	-0.0017**	0.034	(±0.0000)	(+0.0003)	
N	Smedjeån	0.030	(-0.0007)	-0.0007**	0.019	(+0.0003)	(+0.0004)	
M	M39	0.027	+0.0019***	+0.0018***	0.063	-0.0034*	-0.0029*	
M	Råån	0.039	-0.0025**	-0.0023*	0.070	-0.0020*	-0.0017*	
M	Tolångaån	0.031	-0.0021*	-0.0018**	0.052	-0.0022**	-0.0022***	
M	Klingavälsån	0.040	-0.0005**	(-0.0003)	0.021	+0.0005*	+0.0005*	
M	Skivarpsån	0.045	(-0.0015)	(-0.0010)	0.084	(-0.0007)	(-0.0006)	

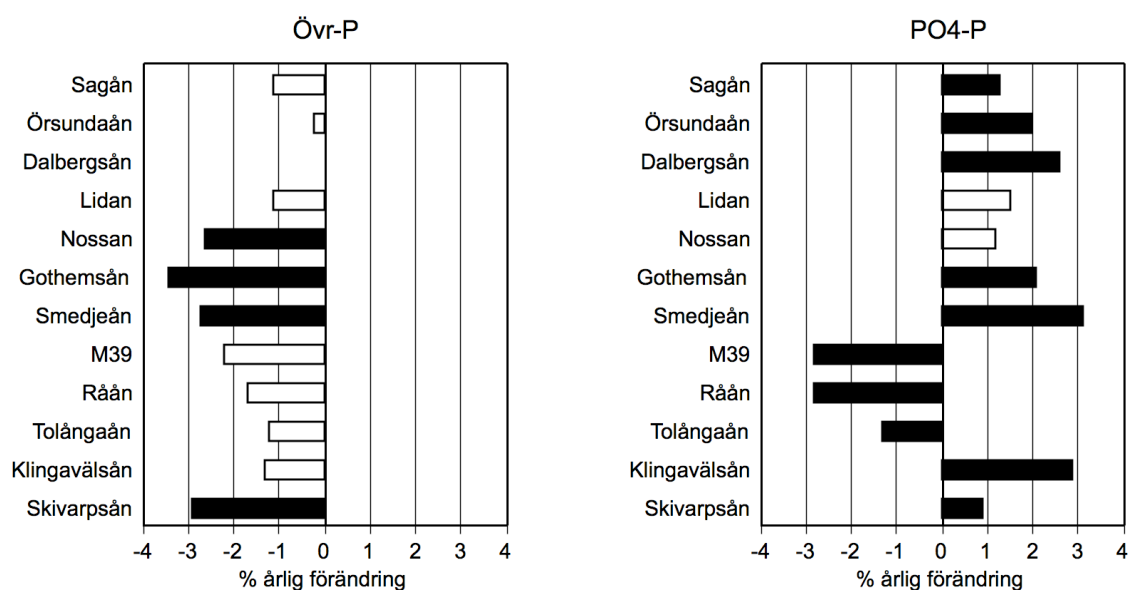
* Marginellt signifikant trend ($0.05 < p \leq 0.10$)

** Signifikant trend ($0.01 < p \leq 0.05$)

*** Starkt signifikant trend ($p \leq 0.01$)

^a För Gothemsån f.o.m 1987

Fraktionen övrig fosfor har samtidigt tenderat att minska i flera vattendrag spridda över mellersta och södra Sverige (Tabell 4). Fosfathalten har mestadels minskat i Skåne medan den ökat i resten av landet. Eftersom halten organiskt material ökat, samtidigt som halten övrig fosfor minskat, antyder detta att det är mineralbunden fosfor som minskat. Minskningen har varit ett par procent per år. Totalfosforhalten tenderade också att minska under samma period i Tolångaån i Skåne, samt i Smedjeån i Halland. Fosfatfosfor minskade däremot inte samtidigt i alla vattendrag utan ökade i vissa fall (Klingavälsån och Smedjeån). I Sydsverige beräknades dock starkt signifikanta trender med minskande fosfathalter i Råån och Tolångaån. Delvis skedde ökningen sommartid då effekten av enskilda avlopp kan vara stor. I några i vattendrag i Mellansverige verkar fosfatkoncentrationen ha ökat samtidigt som koncentrationen övrig fosfor minskat.



Figur 4 a och b. Trender av Övr-P (a) och PO4-P (b) i 12 jordbruksåar 1983-2003 beräknade med säsongvis Theils slope och uttryckt som % av medianhalten för samma period. Fylld kolumn anger signifikant trend ($p < 0.1$) enligt Seasonal-Kendall.

Inverkan av hydrologi, väder och klimat på närsalthalterna

De trender i närsalthalter som redovisats utgör bara en liten del av variationen. Den största delen av variationen beror i stället på hur de hydrologiska förhållanden varierar med tiden och på annan påverkan som väder och klimat har på närsalthalterna. Följaktligen kan även trender i klimatförhållandena ge upphov till trender. Nedan följer en redogörelse för hur olika klimatrelaterade parametrar påverkade närsalthalterna. Inverkan av klimatförändringar diskuteras och slutligen görs en trendanalys med flödesnormerade närsalthalter.

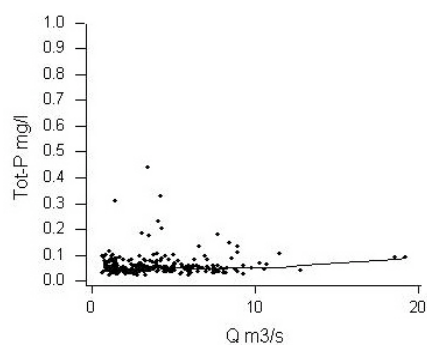
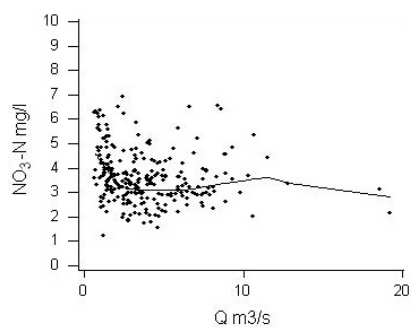
Flödesberoende

Då koncentrationer av närsalter plottas mot flödet visade de ofta samma mönster. För nitratkväve ökade ofta halterna kraftigt vid en ökning av flödet från 0 till några $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$. Det motsvarar en situation när grundvattennivån i marken stiger, varpå också vatten från grunda, kväverika markskikt förs ut via dräneringssystemen. Vid höga flöden planar sambandet mellan nitrat halt och flöde ut, för att ibland till och med minska vid riktigt höga flöden. Det tydligaste exemplet är från Tolångaån och Råån (Figur 5). Detta flödesmönster är vanligt i

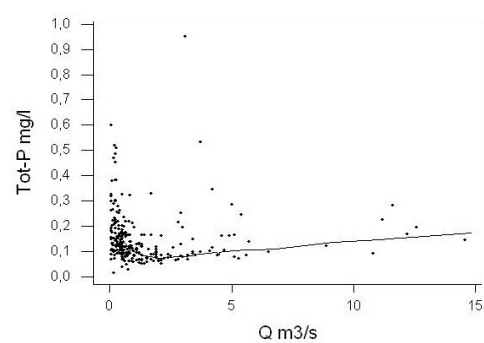
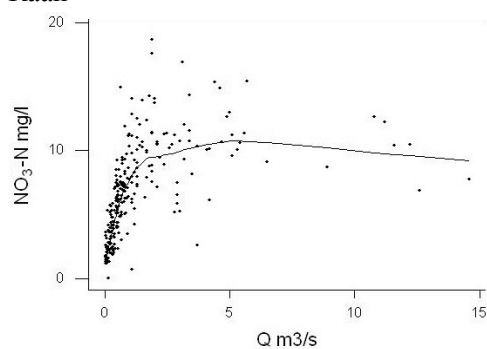
a)

b)

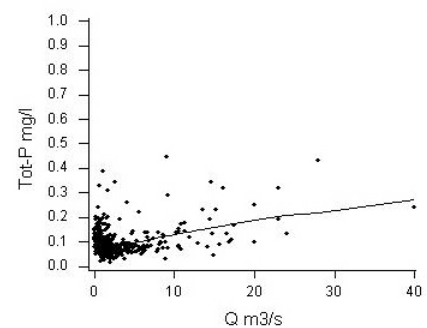
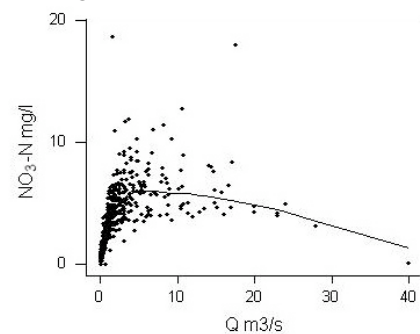
Smedjeån



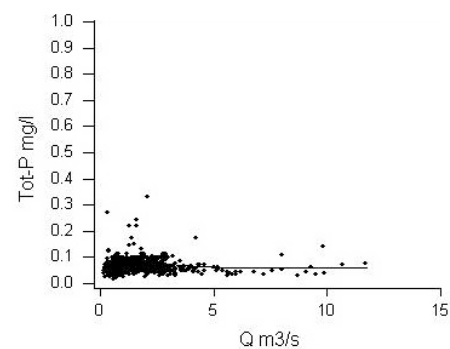
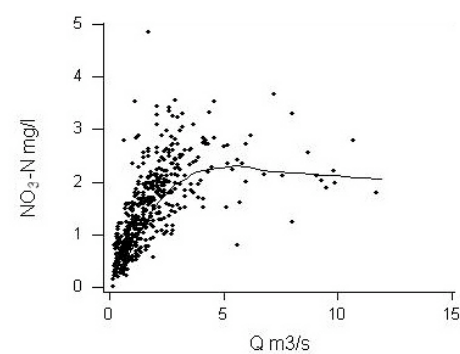
Råån



Tolångaån



Klingavälsån



Figur 5. Sambandet mellan a) nitrit + nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$) samt b) totalfosfor (Tot-P) och vattenföring (Q) för perioden 1983-2003 från några av åarna i Sydsverige påverkade av jordbruk och av punktkällor. Linjerna utgörs av LOWESS-anpassade kurvor.

intensiva jordbruksområden (Larsen m fl., 1999) och har ibland förklarats med att det sker ett förbiflöde av kvävefattigt vatten genom makroporer i markprofilen vid extremt snabba flöden. I Figur 5 syns detta samband tydligast med den LOWESS-anpassade kurvan, men den stora spridningen kring kurvan i många vattendrag, visar att flödet bara kan förklara en mindre del av variationen. Den LOWESS-anpassade nitratkurvan från Smedjeån skiljer sig från de övriga vilket kan kopplas till att avrinningsområdet är långsmalt med mycket skog och sjöar i källområdena.

Sambandet mellan totalfosfor och flöde var ofta det motsatta jämfört med för nitrat, med höga koncentrationer under de lägsta flödena, för att efter ett minimum öka vid högre flöden (Figur 5). Detta brukar tillskrivas att punktkällor, som t. ex. enskilda avlopp påverkar fosforhalten vid låga flöden i vattendraget men att fosforförlusterna också ökar vid snabbare flöden genom transport via marken och ut i vattendraget. Klingavälsån, Nossan, Lidans och Dahlbergsån saknade förhöjda fosforhalter vid lågflöden och LOWESS-kurvan hade formen av en ganska rät linje.

Inverkan av väderförhållanden

Inte bara vattenhastigheten, utan också temperatur och fuktighet i marken inverkar på nitratförlusterna eftersom dessa påverkas starkt av kväve mineraliseringen. För fosforförlusterna från marken spelar dock framför allt frekvensen av mera episodiska väderförhållanden stor roll. Vid hög nederbördsintensitet och omväxlande kraftig tjäle i marken blir sannolikheten större för kanaliserade flöden med höga närsaltskoncentrationer som följd. Upprepade snösmältningar under vintern medför också större fosforförluster än om det endast sker en snösmältning på våren (Ulén, 2003). Även antalet cykler med tining och frysning av marken vintertid kan vara en viktig faktor för fosforförlusterna, men tjäldjupet är mätt alltför sällan (1-2 ggr/vecka) för att det ska gå att göra beräkningar av detta. Väderdata från klimatstationer nära åarna parametrerades genom att beräkna antal dagar med kraftig nederbörd (minst 10 mm), antalet snösmältningar (från snötäcke till barmark) och tjäldjupet för varje månad. Dessa parametrar, avsatt mot totalfosforhalten i vattnet, svarade tillsammans (stegvis regression) för ett samband som motsvarade en regressionskoefficient (r^2 -värde) av omkring 0,40 i Lidan, Nossan och Örsundaån.

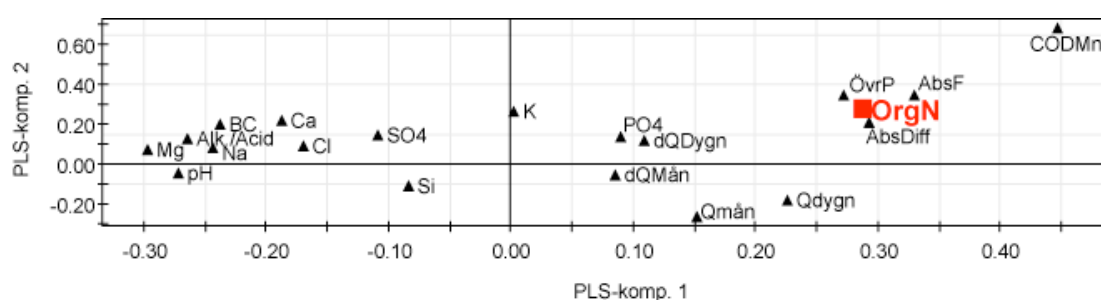
Samband mellan närsalter och andra kemiska variabler

Genom att studera sambandet mellan en parameter och andra kemiska variabler kan man få ytterligare indikationer på vilka processer som styr utlakningen av närsalter till vattendragen. Vi gjorde därför PLS-analys med Org-N, Oorg-N, Övr-P samt PO_4 -P som beroende variabler och övriga kemiska variabler som oberoende variabler. Vi tog även med vattenföring och förändring i vattenföring, både som dygnsvärden och som månadsvärden, bland de oberoende variablerna. I PLS skapas nya variabler, PLS-komponenter, genom linjära kombinationer av de ursprungliga oberoende variablerna. Den första PLS-komponenten är den linjära kombination av de oberoende variablerna som förklarar så stor del av variationen i den beroende variabeln som möjligt, här närsalthalten. Nästa PLS-komponent förklarar så stor del av den resterande variationen, samtidigt som den är helt okorrelerad till den första PLS-komponenten. Oftast gav analysen bara en eller två signifikanta komponenter, men i några fall förekom upp till fem signifikanta komponenter, varav den största förklaringsgraden fanns hos de två första komponenterna. En tolkning av PLS-komponenterna är att de står för olika oberoende processer för närsaltläckage till vattendraget.

PLS-modellerna gav genomgående höga förklaringsgrader med r^2 -värden mellan 0,5 och 0,9 för Org-N, Oorg-N, samt PO_4 -P i de flesta vattendragen. För Övr-P gav PLS genomgående

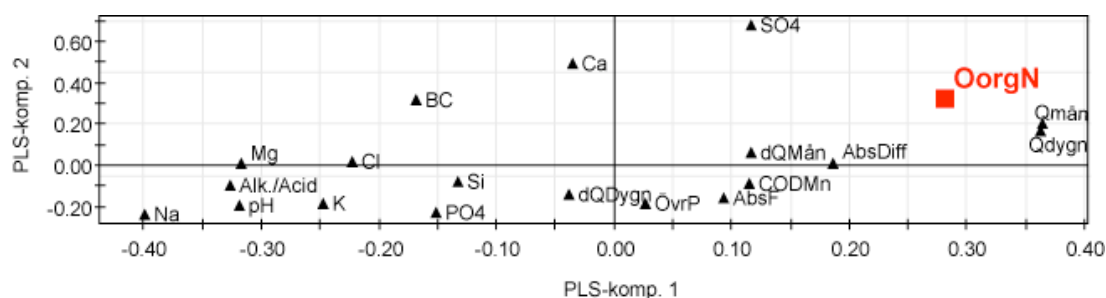
låga förklaringsgrader, vilket kan bero på att Övr-P är en sammansatt fraktion där utläckaget är svårt att förutsäga.

Org-N var som väntat starkt korrelerat till organiskt material, som indikeras av variablerna COD_{Mn} AbsF och AbsDiff vilket här exemplifieras med Skivarpsån i Figur 6. Den första PLS-komponenten kan ses som relaterad till grundvattennivån med positiv korrelation till organiskt material och vattenföring, samt negativt korrelerad till vittringsprodukter som de flesta baskatjonerna och alkalinitet, samt pH. Den andra komponenten kan möjligen relateras till punktkällor eftersom den är positivt korrelerad till kalium, som ofta förekommer i samband med punktutsläpp av närsalter, och negativt korrelerad till vattenföring. En tolkning av Figur 6 är därmed att utläckaget av Org-N i Skivarpsån i första hand utgörs av organiskt material från ytliga markskikt i samband med höga grundvattennivåer, och i andra hand av punktutsläpp, som främst märks vid låga flöden.



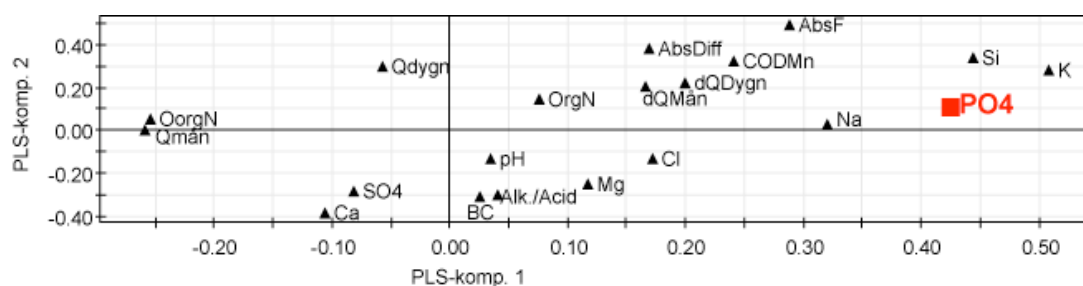
Figur 6. Sambanden mellan Org-N och övriga kemiska variabler samt vattenföring (Q) och förändring i vattenföring (dQ) i Skivarpsån enligt en PLS-analys (Två signifikanta komponenter, $r^2=0.74$, $q^2=0.68$). Diagrammet visar variablernas korrelation med första (x-axeln) och andra (y-axeln) PLS-komponenterna. Variabler som ligger nära varandra är korrelerade med varandra och variabler långt ifrån varandra är negativt korrelerade. Variabler nära origo har liten förklaringsgrad för Org-N.

För Oorg-N var kopplingen till vattenföring ännu mer utpräglad med den första komponenten starkt korrelerad med vattenföringen (QDygn och QMån) i exemplet Skivarpsån (Figur 7). Det är intressant att notera att förändringen i vattenföring mellan månadsmedelvärden, dQMån, har betydelse för första komponenten, medan förändringen i vattenföring på dygnsvärden, dQDygn, saknar betydelse för utläckaget av Oorg-N. Detta kunde ses i flera av vattendragen. Den andra komponenten är korrelerad med SO₄, vilket skulle kunna tolkas som att den motsvarar en process som beror på att sulfat och nitrat ansamlats i marken genom nedbrytning av organiskt material och oxidation, ofta under torrperioder, men sedan läcker ut i höga koncentrationer då avrinningen kommer igång (dQ månad). Andra komponenten är även korrelerad till Ca, vilket är svårare att förklara.



Figur 7. Sambanden mellan Oorg-N och övriga kemiska variabler samt vattenföring (Q) och förändring i vattenföring (dQ) i Skivarpsån enligt en PLS-analys (Två signifikanta komponenter, $r^2=0.76$, $q^2=0.71$). Diagrammet visar variablernas korrelation med första (x-axeln) och andra (y-axeln) PLS-komponenterna. Variabler som ligger nära varandra är korrelerade med varandra och variabler långt ifrån varandra är negativt korrelerade. Variabler nära origo har liten förklaringsgrad för Oorg-N.

Fosfat var starkt negativt korrelerat till månadsvattenföring och därmed till Oorg-N, vilket indikerar att i Skivarpsån kom PO_4 i första hand från punktutsläpp, med högst halter vid låga flöden då utspädningen är liten (Figur 8). Den andra komponenten tycks representera PO_4 -läckage vid tillfälligt höga flöden, positivt korrelerad till QDygn, och höga halter organiskt material.



Figur 8. Sambanden mellan PO_4 -P och övriga kemiska variabler samt vattenföring (Q) och förändring i vattenföring (dQ) i Skivarpsån enligt en PLS-analys (Två signifikanta komponenter, $r^2=0.52$, $q^2=0.42$). Diagrammet visar variablernas korrelation med första (x-axeln) och andra (y-axeln) PLS-komponenterna. Variabler som ligger nära varandra är korrelerade med varandra och variabler långt ifrån varandra är negativt korrelerade. Variabler nära origo har liten förklaringsgrad för PO_4 -P.

Inverkan av klimatförändringar på närsaltalternerna

Människan påverkar växtnäringssläcket inte bara direkt genom förändrad jordbruksproduktion utan också indirekt till följd av klimatförändringar. Dessa antas medföra ett allmänt varmare och fuktigare väder i Syd- och Mellansverige. Kompenseras inte den ökande nederbörden av ökad avdunstning ökar också avrinningen. I en klimatmodell beräknades avrinningen att öka på vissa platser i Skåne och minska på andra till följd av klimatförändringen (Andréasson et al., 2005). I scenarioräkningar uppskattades också kvävehalterna i vattnet att öka till följd av ökad medeltemperatur under året. Enligt denna studie skulle alltså klimatförändringarna verkat i motsatt riktning mot åtgärder ämnade att minska nitratalternerna.

I de av oss undersökta vattendragen ändrades avrinningen signifikant bara i Sagån, Örsundaån, M39 och i Skivarpsån under perioden 1983-2003, men för de andra vattendragen var förändringarna bara marginella (Tabell 5). Under 1993-2003 var avrinningen utan trend i samtliga fall.

Tabell 5. Årlig medelavrinning (Avr) och eventuell trend i vattenföringen (Seasonal-Kendall) under 1983-2003 och 1993-2003.

Län	Vattendrag	Avr (mm År ⁻¹)	Trend (mm År ⁻²)	Avr (mm År ⁻¹)	Trend (mm År ⁻²)
1983-2003			1993-2003		
C	Sagån	242	-2.5**	216	-
C	Örsundaån	236	-3.4***	211	-
O	Dahlbergsån	501	-	542	-
O	Lidan	300	-	302	-
O	Nossan	347	-	331	-
I	Gothemsån ^a	226	-	227	-
N	Smedjeån	453	-	476	-
M	M39	366	+6.9**	444	-
M	Råån	297	-	313	-
M	Tolångaån	322	-	315	-
M	Klingavälsån	248	-	254	-
M	Skivarpsån	218	-2.2**	207	-

* Marginellt signifikant trend ($0.05 < p \leq 0.10$)

** Signifikant trend ($0.01 < p \leq 0.05$)

*** Starkt signifikant trend ($p \leq 0.01$)

^a För Gothemsån f.o.m 1987

Under perioden 1983-2003 fanns en svag tendens till mer frekventa tillfällen med intensiv nederbörd i Uppsala (Tabell 5). Under samma period ökade antalet snösmältningar signifikant vid denna klimatstation och i västra Västergötland (Såtenäs). Detta skulle ha kunnat verka för ökad förlust av partikulärt bunden fosfor. I Mälarenregionen, med ler och mjälajordar i tillrinningsområdena, är halterna partikulärt bunden fosfor betydande i tillflödena (Persson, 2001). Övrig fosfor i de två tillflödena Örsundaån och Sagån torde därför till stor del utgöras av partikelbunden fosfor. I båda vattendragen var halten övrig fosfor trots klimatförändringarna relativt oförändrad. Även i fråga om fosfor tycks därför klimatförändringarna inte slagit igenom på ett negativt sätt. På liknande sätt visades halten övrig fosfor vara relativt konstant från flera observationsfält i Mellansverige med ler och siltjord under perioden 1977-2001 (Djodjic och Bergström, 2005). Fälten hade hela tiden ungefär samma andel öppen odling.

Tabell 6. Antal dagar med intensiv nederbörd ($>10 \text{ mm d}^{-1}$), antalet snösmältningar (från snötäcke till barmark) och tjäldjup (cm) under oktober till april samt indikerad trend i absoluta tal och som procentuell förändring under 10 år under 1983-2003 och 1993-2003

Län	Klimat-station	Dagar med intensiv nederbörd			Snösmältningar			Tjäle		
		Antal	Trend (antal)	Trend under 10 år (%)	Antal	Trend (antal)	Trend under 10 år (%)	Djup (cm)	Trend (cm)	Trend under 10 år (%)
1983-2003										
C	Uppsala	4.3	+0.20*	+0.5*	8.5	+0.63***	+0.7***	11.0	-	-
O	Sätenäs	5.8	-	-	6.7	+0.32***	+0.5***	2.9	-	-
N	Halmstad	5.9	-	-	1.1	-	-	2.7	-	-
M	Lund	7.5	-	-	4.5	-	-	4.3	-	-
M	Skurup	9.6	-	-	3.0	-	-	4.4	-	-
1993-2003										
C	Uppsala	5.1	-	-	11.3	+0.68**	+0.6***	11.7	-	-
O	Sätenäs	5.5	+0.19*	+0.3*	8.6	+0.54**	+0.6**	2.1	+0.13**	+0.6**
I	Visby	3.6	-	-	8.5	-	-	7.3	-	-
N	Halmstad	10.5	-	-	7.0	-	-	2.0	+0.14**	+0.7**
M	Lund	8.4	-	-	5.4	-	-	6.4	-	-
M	Skurup	10.3	-	-	3.6	-	-	6.5	-	-

* Marginellt signifikant trend ($0.05 < p \leq 0.10$)

** Signifikant trend ($0.01 < p \leq 0.05$)

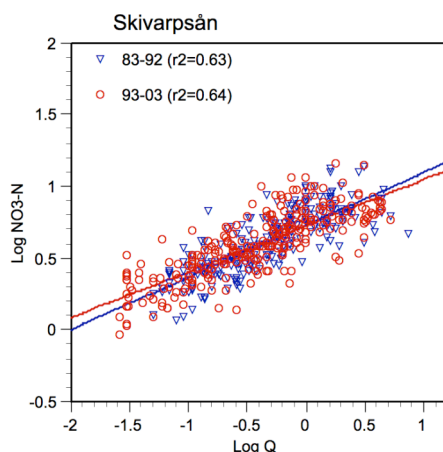
*** Starkt signifikant trend ($p \leq 0.01$)

Flödesnormerade trender

De flödesnormerade trenderna uppvisar i stort samma trender som de uppmätta halterna (Tabell 3 och 4). I många fall ökar signifikansen, vilket beror på att flödesnormeringen minskar variationen. I några fall minskar istället signifikansen, vilket då kan bero på att flödet ger en låg förklaringsgrad av variationen av närsalthalterna. Ett exempel på en avgörande skillnad mellan flödesnormerade och ursprungliga halter var Skivarpsån. Här var det en signifikant negativ trend i vattenföringen vilket kunde förklara den negativa trenden i oorganiskt kväve, eftersom halterna är lägre vid låga flöden. Följaktligen försvann den negativa trenden av oorganiskt kväve efter flödesnormeringen för perioden 1983-2003 (Tabell 3).

En flödesnormering förutsätter att sambandet mellan halt och flöde är konstant. Annars finns risk att man inför en konstgjord trend i och med normeringen. För att testa detta för Skivarpsån plottade vi den logaritmerade nitrathalten mot det logaritmerade flödet uppdelat på två tidsperioder (Figur 6). Eftersom skillnaden i lutning mellan de två linjerna inte var signifikant, kan vi anta att flödesnormeringen verkligen visar vad trenden skulle varit vid konstant flöde.

Med undantag för oorganiskt kväve i Skivarpsån 1983-2003 kunde trenderna i närsalthalter inte förklaras av förändrade vattenföringar. Den minskande halterna av oorganiskt kväve och fosfatfosfor som noterades i många av åarna kan alltså hänföras till åtgärderna för att minska utsläppen av dessa ämnen.



Figur 9. Linjära samband mellan logaritmen för nitratkväve ($\text{Log NO}_3\text{-N}$) och logaritmen för vattenföringen (Log Q) i Skivarpsån för perioderna 1983-1992 respektive 1993-2003. Två extremt låga värden bort från varje period.

Slutsatser

Vi har funnit signifikanta minskningar av fraktionerna nitratkväve och övrig fosfor av storleksordningen en eller ett par procent per år. Förändringarna kunde inte förklaras av naturliga faktorer, som t ex förändrade väderförhållanden, utan beror med stor sannolikhet på åtgärder för att minska läckage och av minskade utsläpp. För en djupare analys behöver man ta hänsyn även till de förändrade odlingsförhållanden som bl. a inträdet i EU gett upphov till.

Åtgärder som genomförts för att minska närsaltbelastningen från jordbruket har bl. a. varit att begränsa djurtätheten, öka lagringstiden av stallgödsel och begränsa spridningstidpunkten av denna. Jordbearbetningen inför vårsådda grödor sker nu oftare under våren i stället för på hösten, och under senare år har de ekonomiska incitamenten för att odla fånggröda ökat starkt. Dessa åtgärder, som visat sig haft effekt i några mindre vattendrag (Ulén et al., 2004) har alltså med stor sannolikhet gett resultat även i större skala med förbättrad vattenkvalitén i flera större jordbruksdominerade åar som följd. Resultaten styrker de tendenser som Grimvall & Nordgard fann i vattendrag i Skåne. I mellersta Sverige är utvecklingen inte entydig och signifikant minskande nitrathalter beräknades bara ha skett i något fall. Man får då komma ihåg att dessa vattendrag har en mindre andel jordbruksmark och att utgångsläget varit lägre halter av nitratkväve än i Skåne. För fosfors del kräver tendenser med ökande fosfatfosfor i Mellansverige uppmärksamhet.

Åtgärderna måste ske i ökad takt och i alla vattendrag om delmålet för miljömålet ”Ingen eutrofiering” ska uppnås: 30% minskat kväveläckage fram till år 2010 och 20% minskat fosforläckage fram till år 2010 jämfört med 1995 års nivå (Miljömålsrådet, 2004). Med samma takt som under 1993-2002 skulle detta inte ske, möjligen med undantag för ett par vattendrag i Skåne.

Referenser

- Andréasson, J., Arheimer, B., Fogelberg, S., Johnsson, H., Mårtensson, Pers, C., Persson, K. & Rosberg, J, 2005 Expected changes in nitrogen transport and algal growth due to climate change. Submitted to *Ambio*.
- Cleveland, W. S. 1979. Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots, *J. Am. Stat. Assoc.*, 74, 829-836.
- Djodjic, F. & Bergström, L. 2005. Phosphorus losses from arable fields in Sweden – effects of field-specific factors and long-term trends. Environmental Monitoring and Assessment (in press).
- Grimvall, A. & Nordgaard, A. 2004. Sjöar och Vattendrag i Skåne – går utvecklingen åt rätt håll? *Miljöenheten, Länsstyrelsen i Skåne, Skåne i utveckling 2004:1*, ISSN 1402-3393.
- Helsel, D. R., & R. M. Hirsch (1992), Statistical measures in water research, 529 pp., Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- Hirsch, R. M., Slack, J. R. & Smith, R. A. 1982, Techniques of trend analysis for monthly water quality data, *Water Resour. Res.*, 18, 107-121.
- Hirsch, R. M. & Slack, J. R.: 1984, A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence, *Water Resour. Res.*, 20, 727-732.
- Larsen, S. E., Kronvang, B., Windolf, J. & Svendsen, L. M. 1999, Trends in diffuse nutrient concentrations and loadings in Denmark: statistical trend analysis of stream monitoring data, *Wat. Sci. Tech.*, 39, 197-205.
- Miljömålsrådet 2004. Sweden's environmental objectives – a shared responsibility. Miljömålsrådet 27/2 2004.
- Persson, G., 2001. Phosphorus in tributaries to lake Mälaren, Sweden: Analytical fractions, anthropogenic contribution and bioavailability. *Ambio* 30 (8) 486-495.
- Ulén, B. Carlsson C. & Lidberg, B. 2004. Recent trends and patterns of nutrient concentrations in small agricultural streams in Sweden. *Environmental Monitoring and Assessment* 98, 307-322.
- Ulén, B. 2003. Concentration and transport of different forms of phosphorus during snowmelt runoff from an illite clay soil. *Hydrol. Proc.* 17, 747-758.
- Wilander, A. 1988. Organic substances in natural water. A comparison of results from different analytical methods, *Vatten*, 44, 217-224.

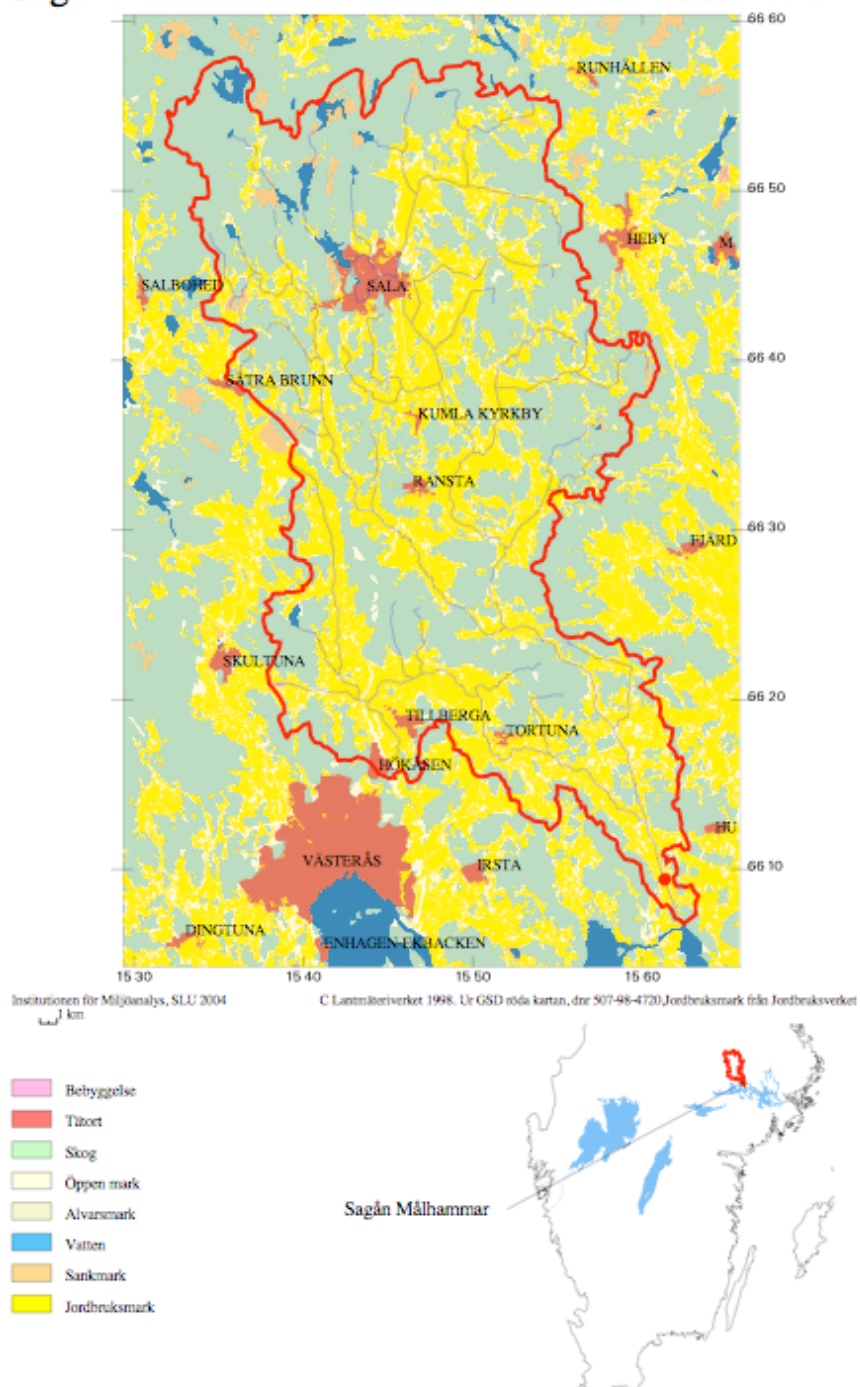
Bilaga 1

Kartor över avrinningsområdena till jordbruksdominerade vattendrag

Bilaga 1.1

Sagån Målhammar

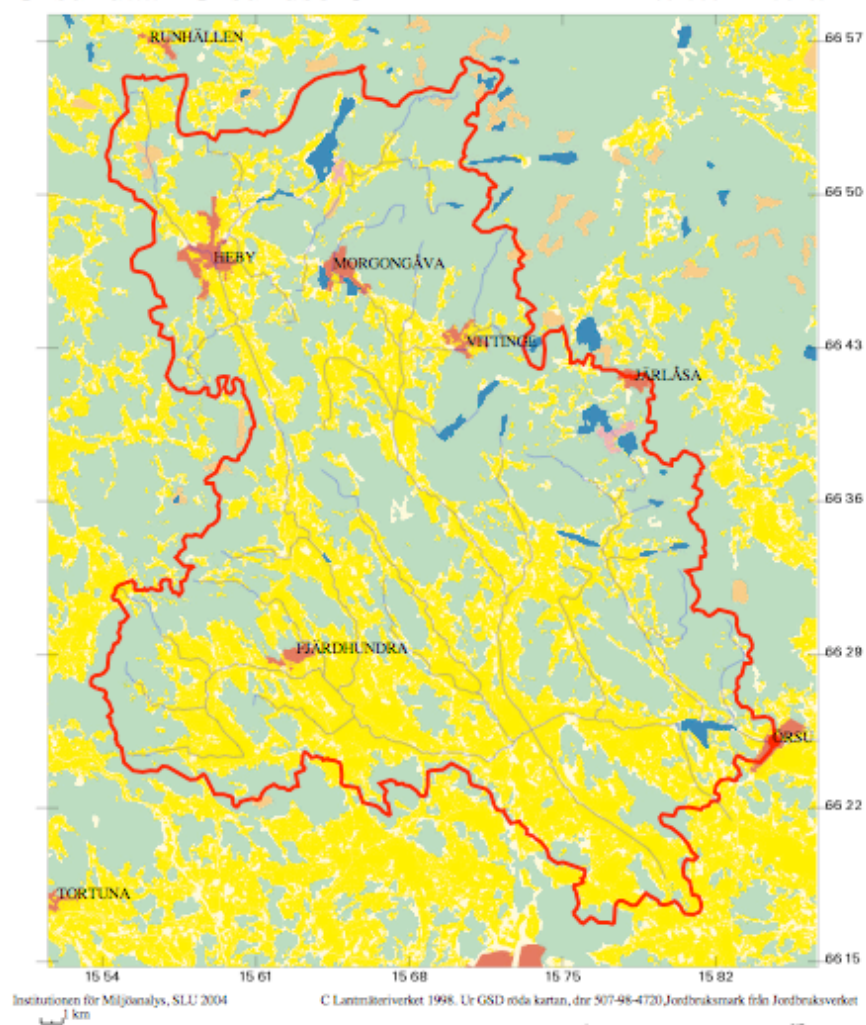
X: 660939 Y: 156130



Bilaga 1.2

Örsundaån Örsundsbro

X: 662506 Y: 158465



- Bebyggelse
- Tätort
- Skog
- Öppen mark
- Alvarsmark
- Vatten
- Sänkmark
- Jordbruksmark

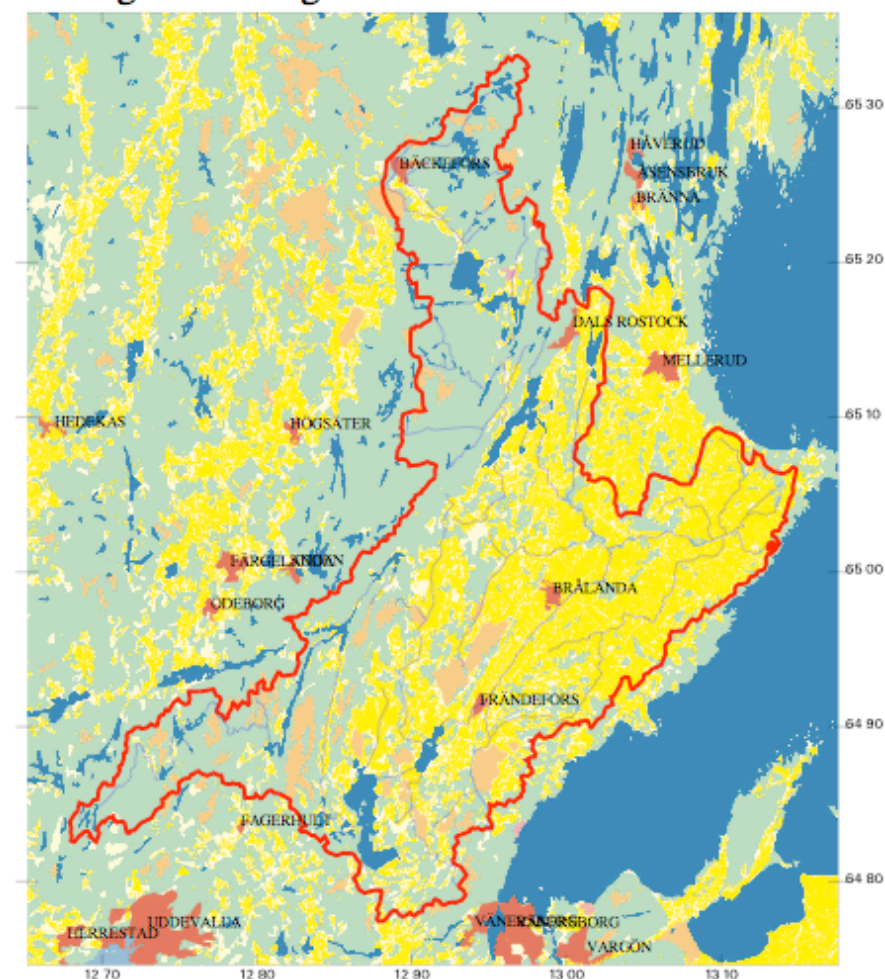
Örsundaån Örsundsbro



Bilaga 1.3

Dalbergsån Dalbergsån

X: 650164 Y: 131327



Institutionen för Miljöanalys, SLU 2004
1 km

C Lantmäteriverket 1998. Ur GSD röda kartan, dnr 507-98-4720, Jordbruksmark från Jordbruksverket

- Befbyggelse
- Tätort
- Skog
- Öppen mark
- Åkermark
- Vatten
- Sänksmark
- Jordbruksmark

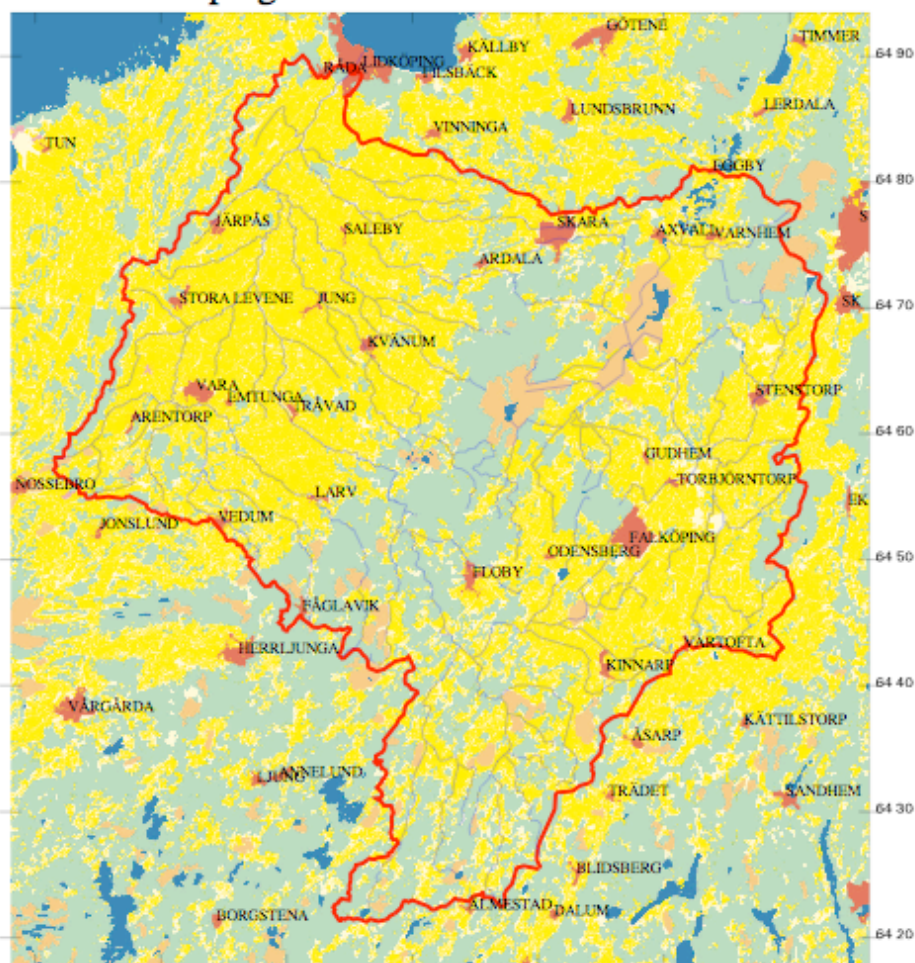
Dalbergsån Dalbergsån



Bilaga 1.4

Lidan Lidköping

X: 648892 Y: 134530



Institutionen för Miljöanalys, SLU 2004
1 km

C Lantmäteriverket 1998. Ur GSD röda kartan, dnr 507-98-4720. Jordbruksmark från Jordbruksverket

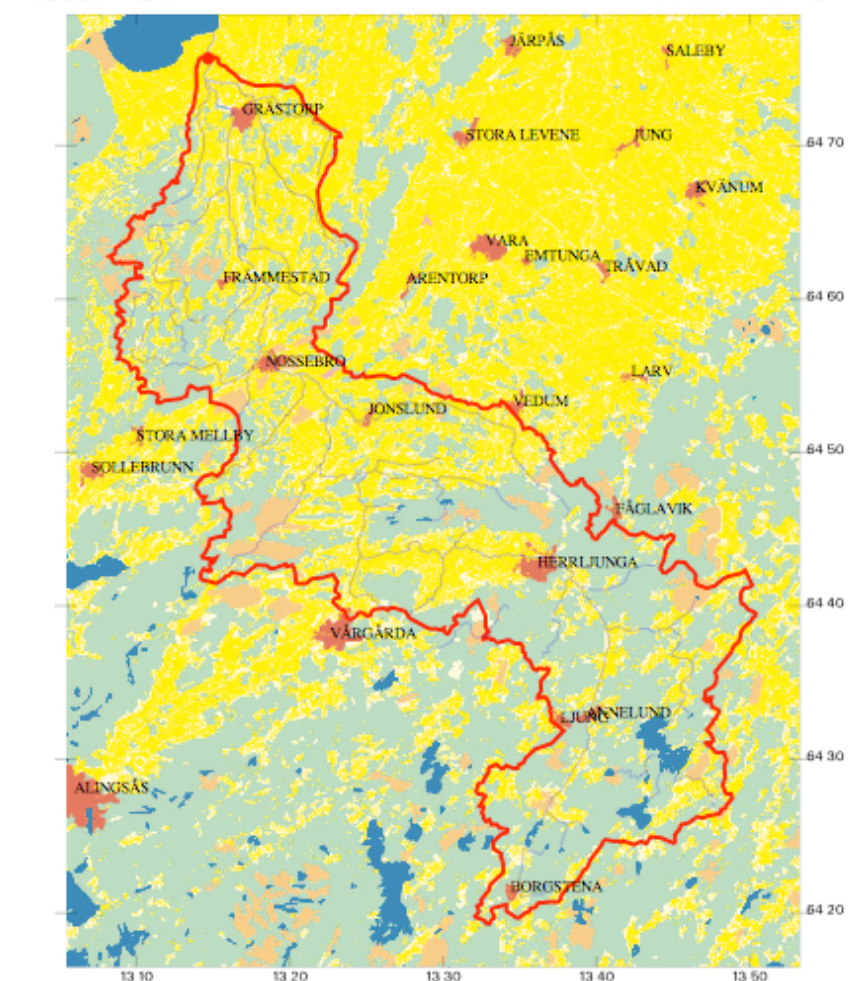
- Bebyggelse
- Täort
- Skog
- Öppen mark
- Ålvarsmark
- Vatten
- Sänkmark
- Jordbruksmark



Bilaga 1.5

Nossan Sal

X: 647568 Y: 131469



Institutionen för Miljöanalys, SLU 2004
1 km

C Lantmäteriverket 1998. Ur GSD röda kartan, dnr 507-98-4720, Jordbruksmark från Jordbruksverket

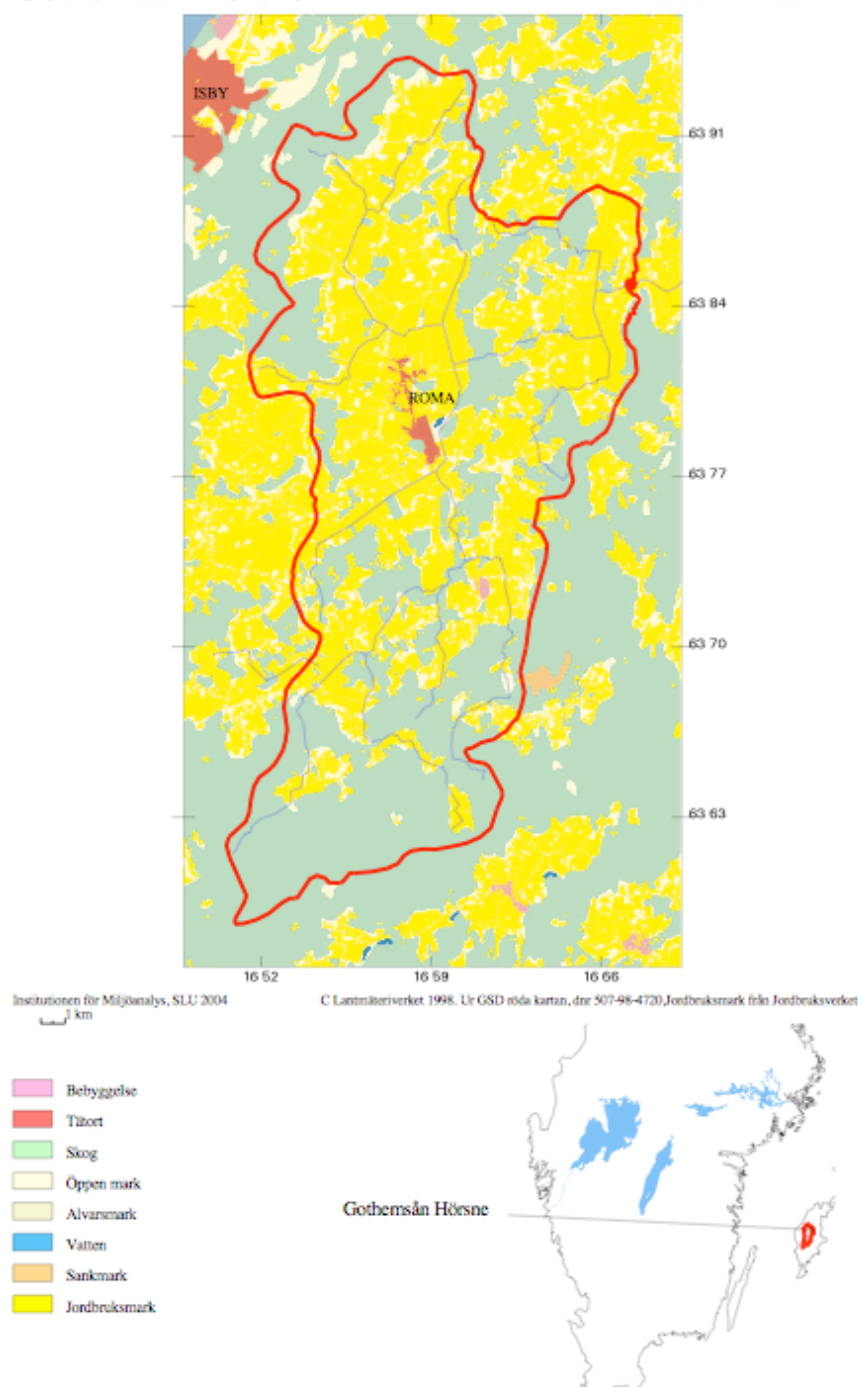
- Bebyggelse
- Tätort
- Skog
- Öppen mark
- Alvarsmark
- Vatten
- Sänkmark
- Jordbruksmark



Bilaga 1.6

Gothemsån Hörsne

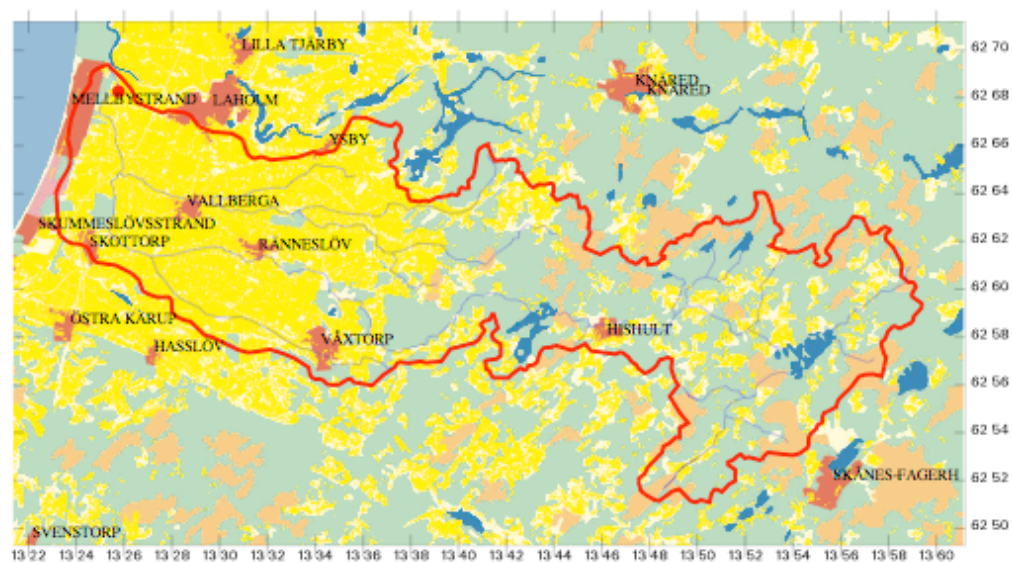
X: 638491 Y: 166721



Bilaga 1.7

Smedjeån V. Mellby

X: 626827 Y: 132577



Institutionen för Miljöanalys, SLU 2004

1 km

- Bebyggelse
- Tätort
- Skog
- Öppen mark
- Alvarsmark
- Vatten
- Sänkmark
- Jordbruksmark

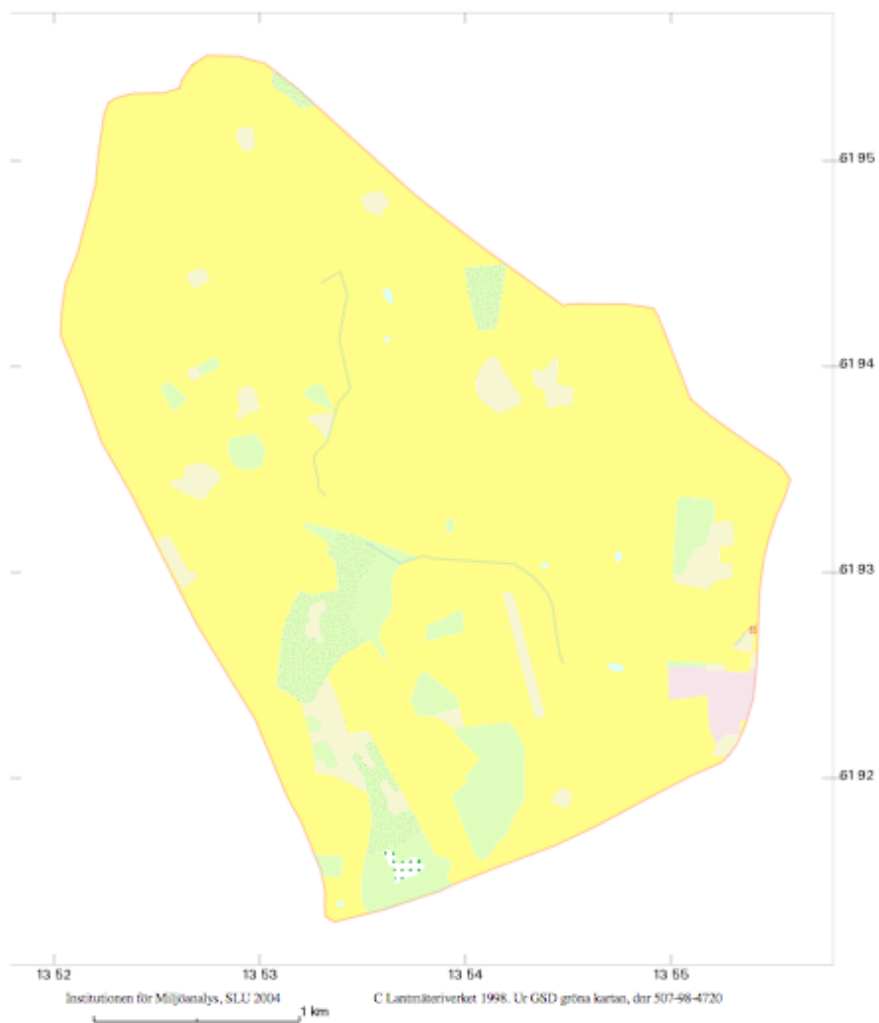
C Lantmäteriverket 1998. Ur GSD röda kartan, dnr 507-98-4720, Jordbruksmark från Jordbruksverket

Smedjeån V. Mellby



Bilaga 1.8

M39



- Åker
- Skog, bärr- och blandskog
- Lövskog
- Annan öppen mark
- Vattenyta
- Låg bebyggelse
- Hygge

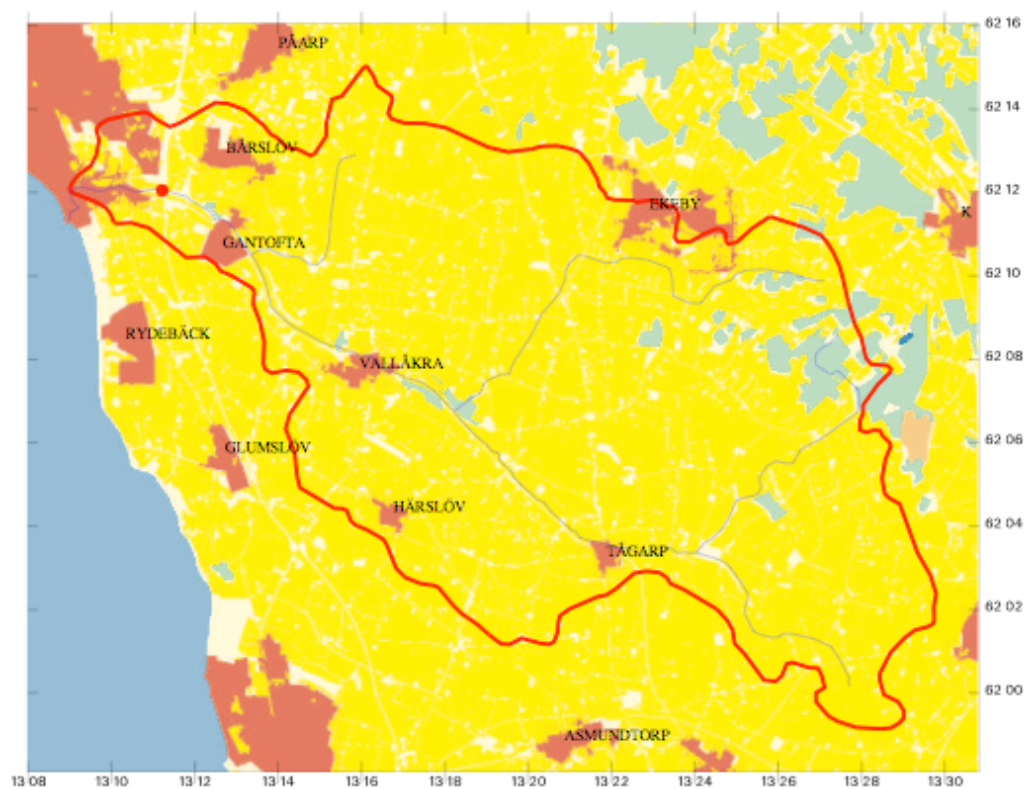
Marktyp	area i ha	% av are
Åker	769.5	85.5
Skog, bärr- och blandskog	51	5.7
Lövskog	31.9	3.5
Annan öppen mark	36	4
Vattenyta	0.7	0.1
Låg bebyggelse	2.2	1
Hygge	1.5	0.2
Total yta / andel klassat	899.8	100

vattendrag mindre	2.766 km
vattendrag mellan	0 km
vattendrag max 6m	0 km
vattendrag totalt	2.766 km

Bilaga 1.9

Råån Helsingborg

X: 621205 Y: 131122



Institutionen för Miljöanalys, SLU 2004

- Bebyggelse
- Tätort
- Skog
- Öppen mark
- Alvarsmark
- Vatten
- Sänkmark
- Jordbruksmark

C Lantmäteriverket 1998. Ur GSD röda kartan, dnr 507-98-4720, Jordbruksmark från Jordbruksverket

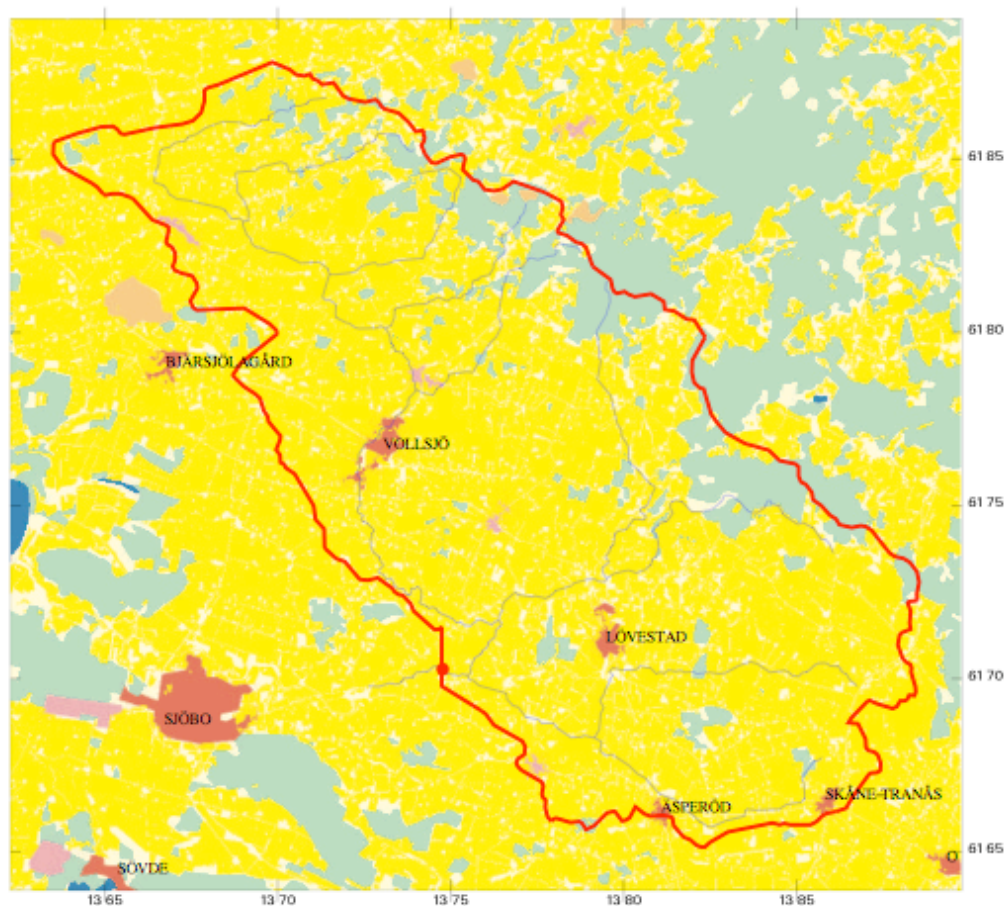
Råån Helsingborg



Bilaga 1.10

Tolångaån Tolånga

X: 617027 Y: 137477



Institutionen för Miljöanalys, SLU 2004

C Lantmäteriverket 1998. Ur GSD röda kartan, dnr 507-98-4720, Jordbruksmark från Jordbruksverket

- Bebyggelse
- Tätort
- Skog
- Öppen mark
- Alvarsmark
- Vatten
- Sänkmark
- Jordbruksmark

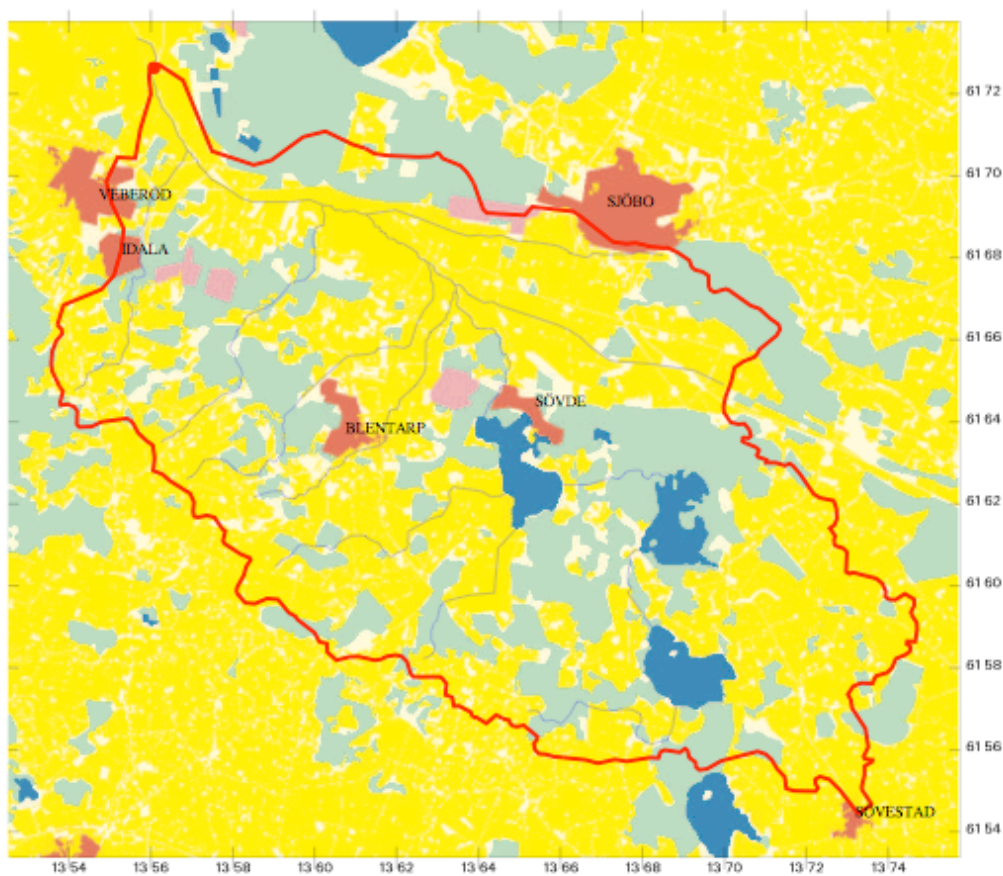
Tolångaån Tolånga



Bilaga 1.11

Klingavälsån Vomb

X: 617263 Y: 135608



Institutionen för Miljöanalys, SLU 2004
1 km

C Lantmäteriverket 1998. Ur GSD röda kartan, dnr 507-98-4720, Jordbruksmark från Jordbruksverket

- Bebyggelse
- Tätort
- Skog
- Öppen mark
- Alvarsmark
- Vatten
- Sänkmark
- Jordbruksmark

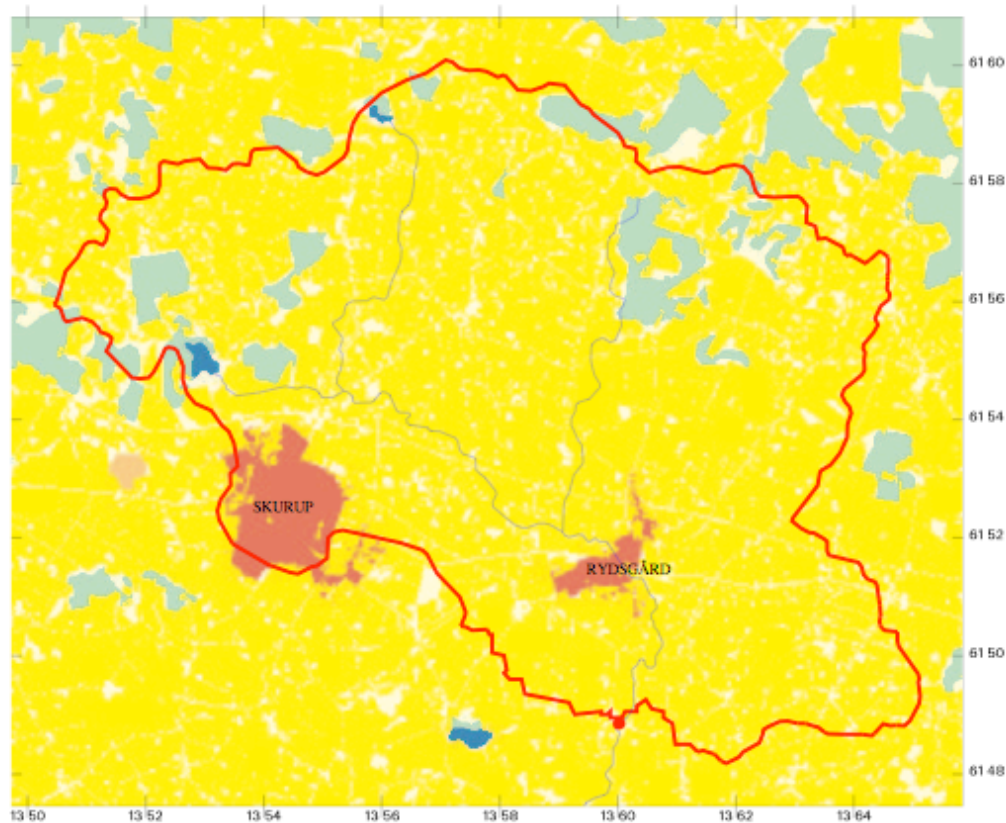
Klingavälsån Vomb



Bilaga 1.12

Skivarpsån Skivarp

X: 614886 Y: 136002



Institutionen för Miljöanalys, SLU 2004

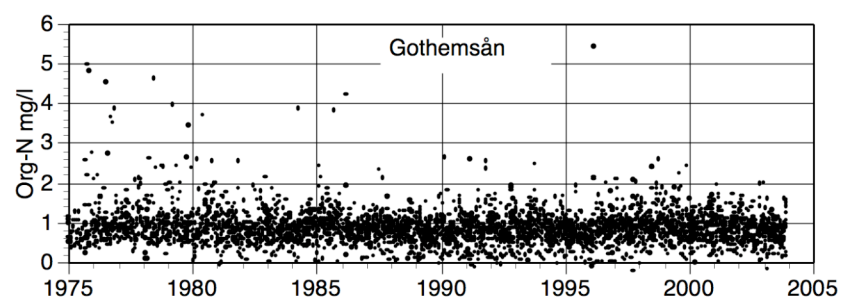
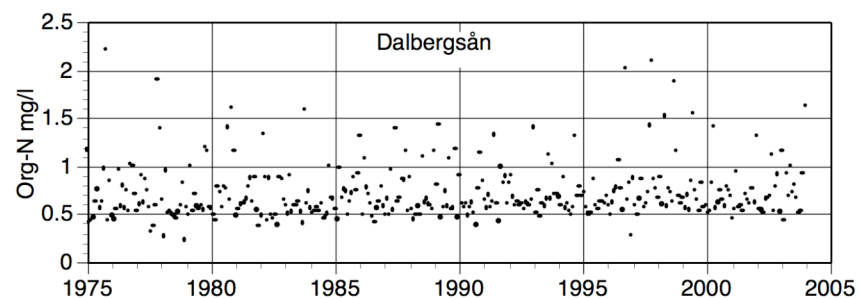
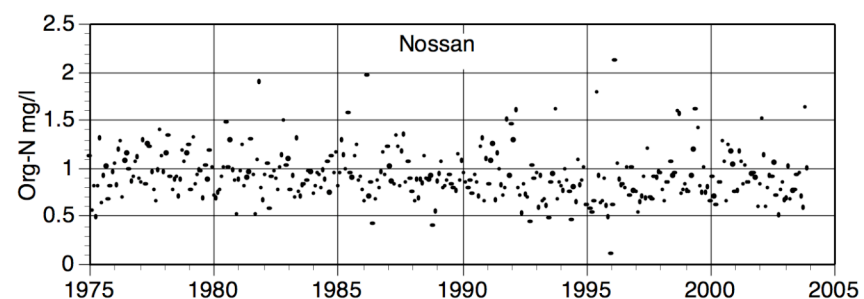
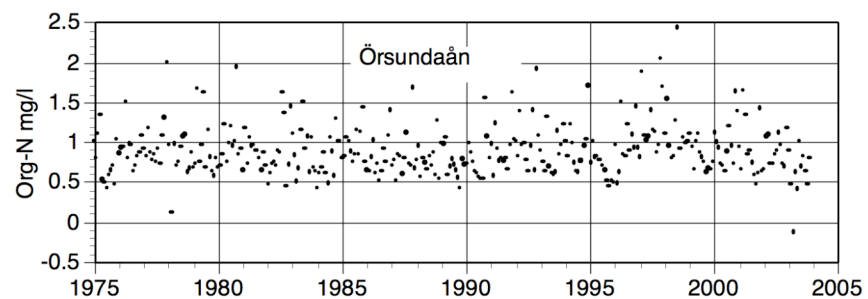
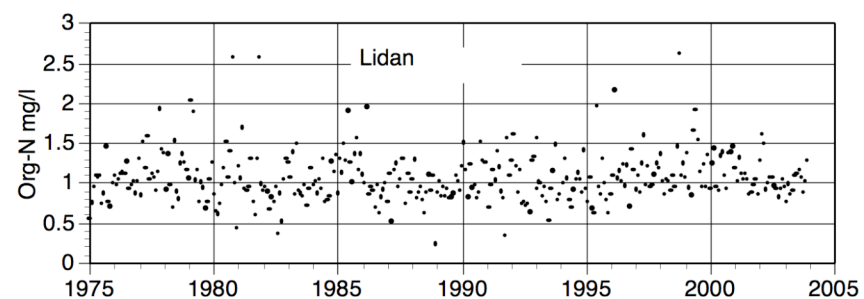
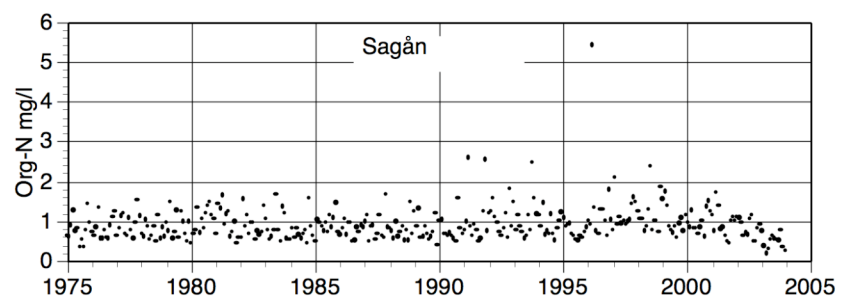
1 km

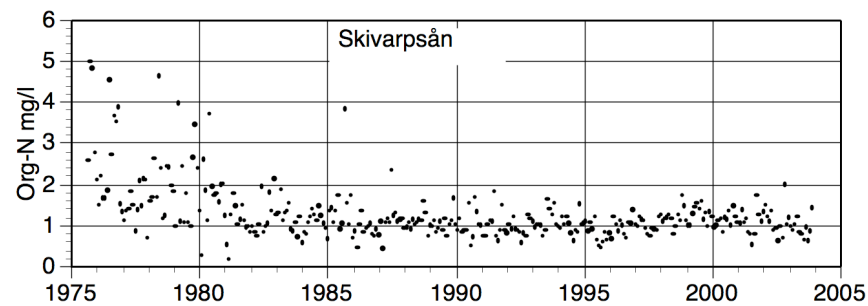
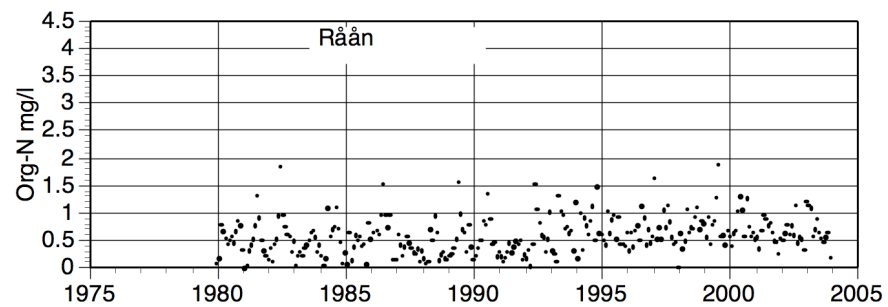
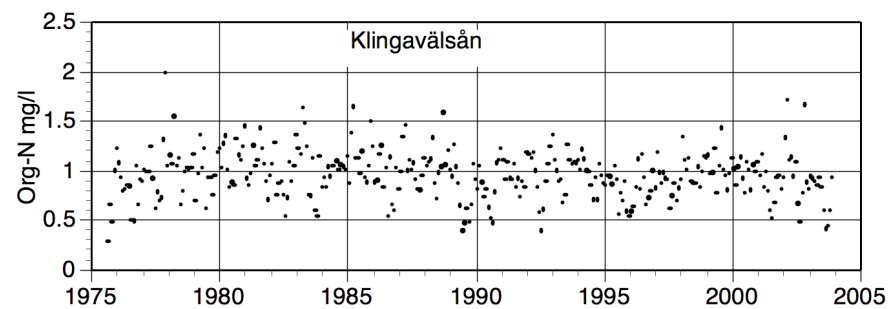
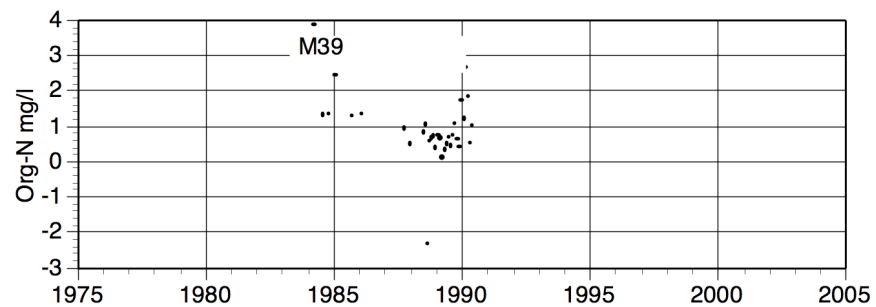
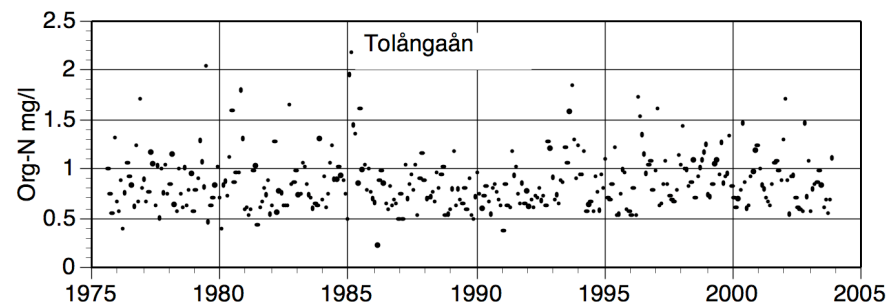
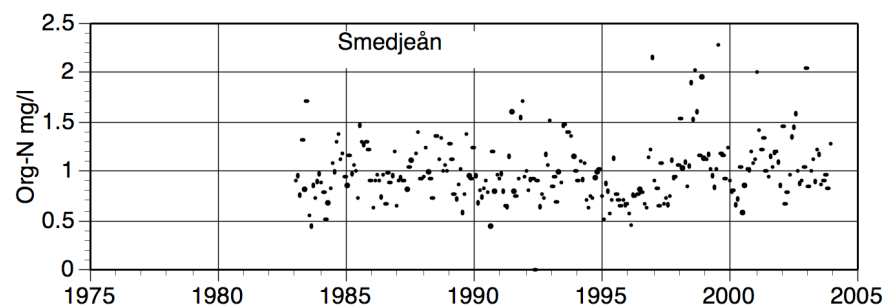
- Bebyggelse
- Täort
- Skog
- Öppen mark
- Alvarsmark
- Vatten
- Sänkmark
- Jordbruksmark

C Lantmäteriverket 1998. Ur GSD röda kartan, dnr 507-98-4720, Jordbruksmark från Jordbruksverket



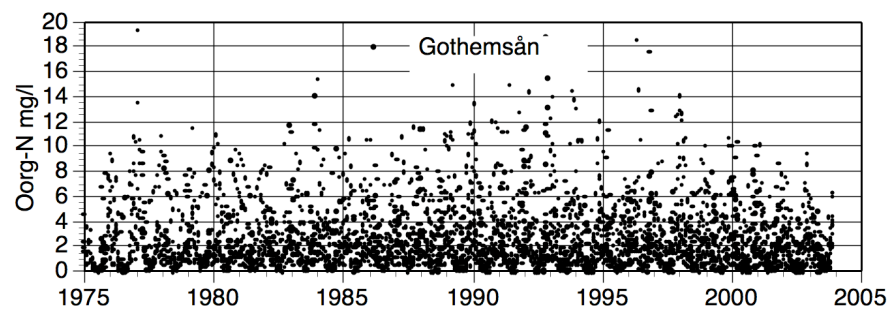
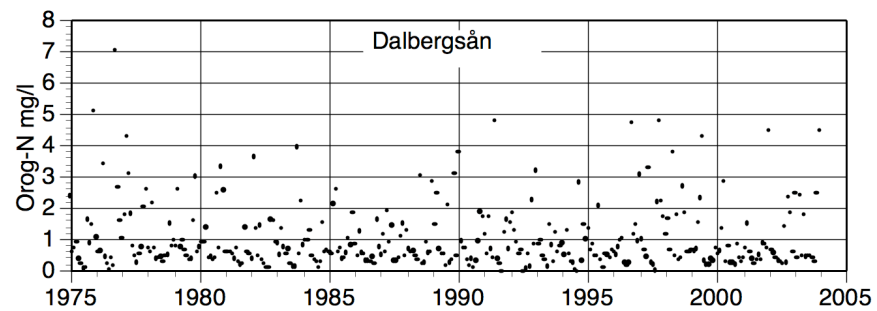
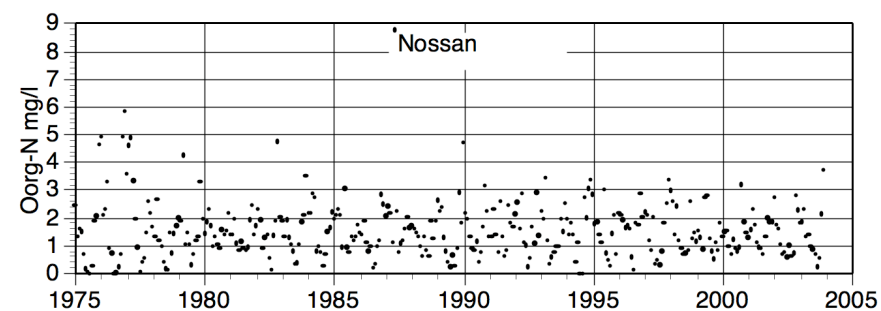
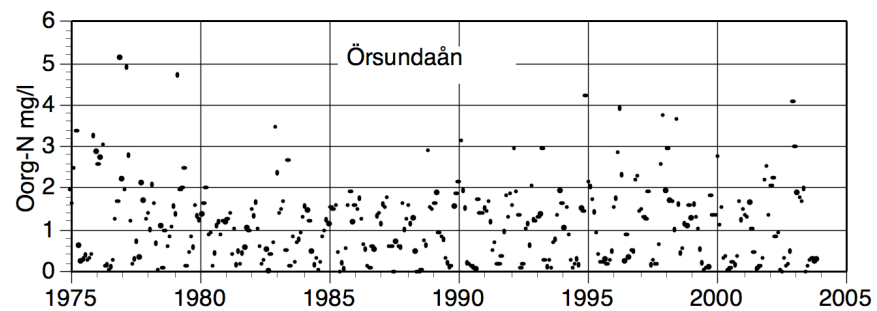
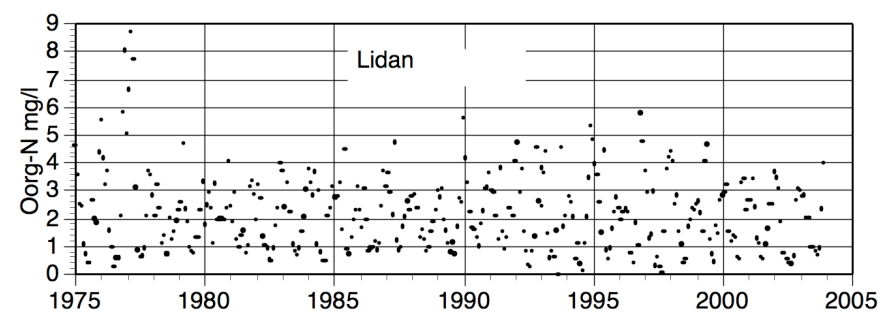
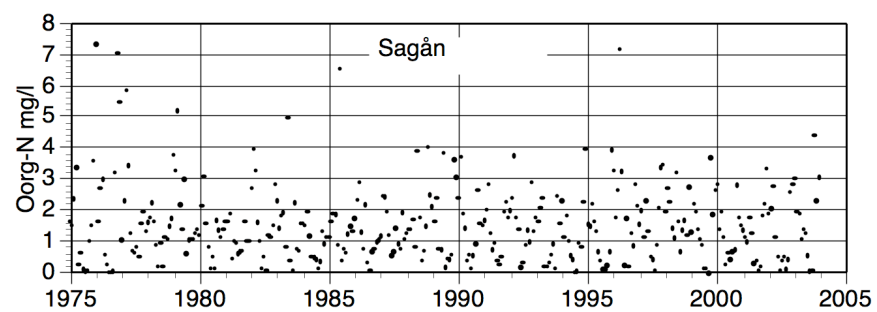
Bilaga 2.1 Tidserieplottar av Organiskt kväve

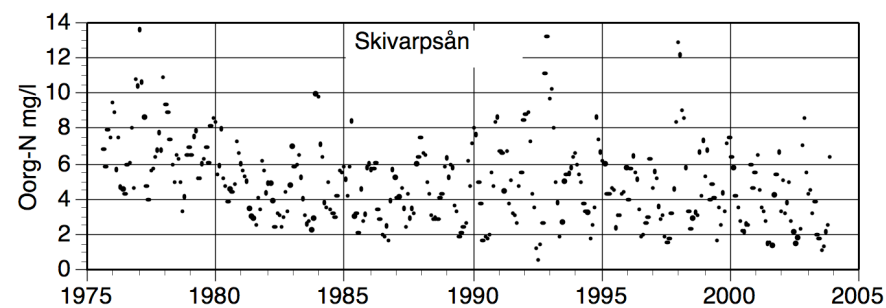
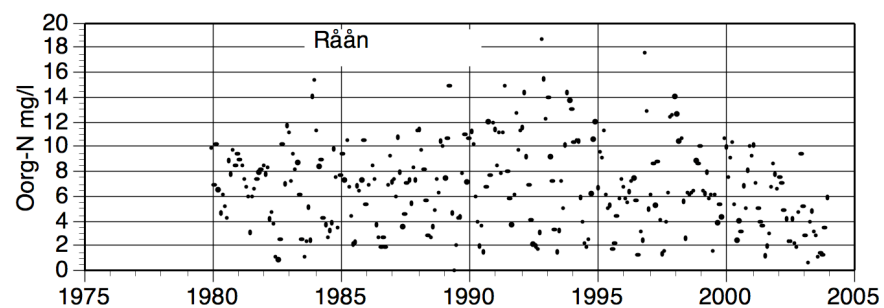
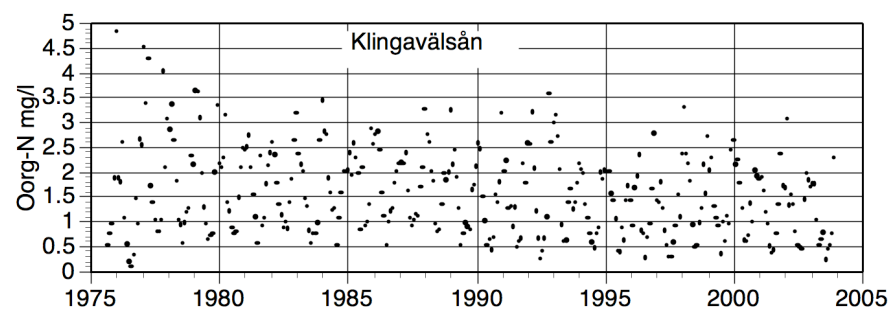
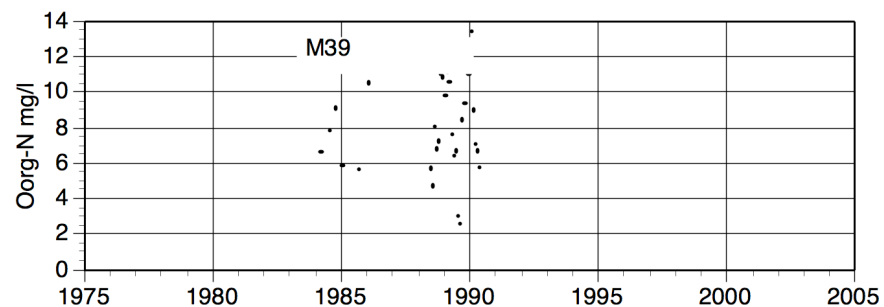
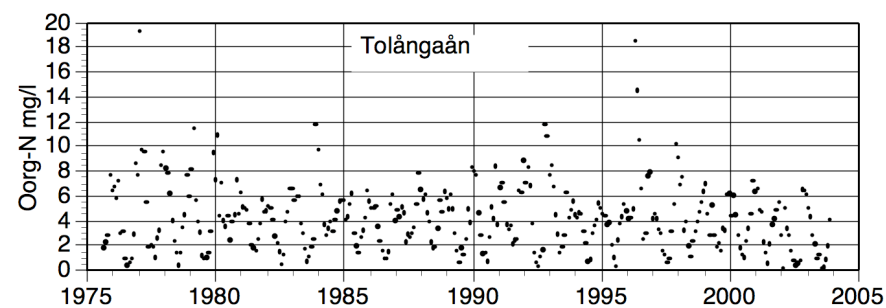
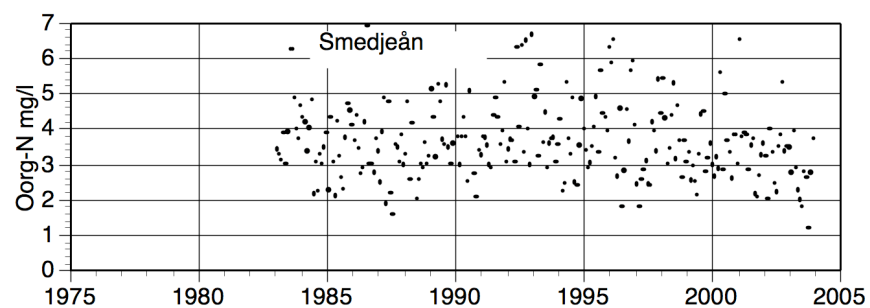




Bilaga 2.2 Tidsserieplottar av Oorganiskt kväve

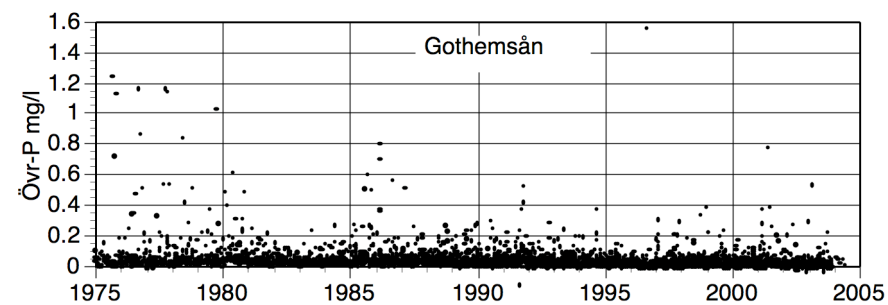
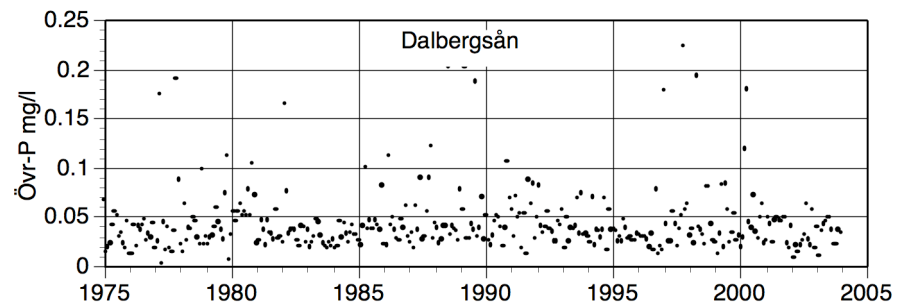
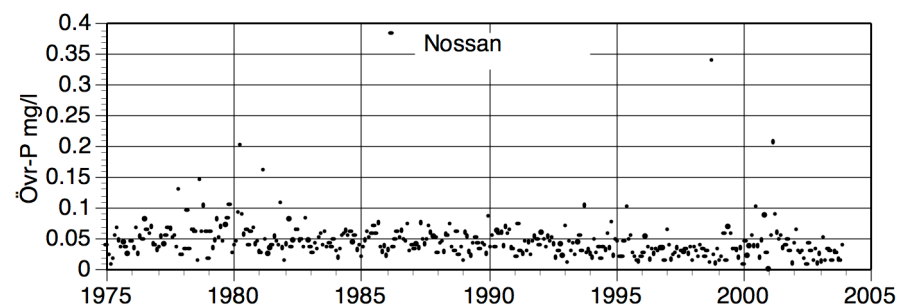
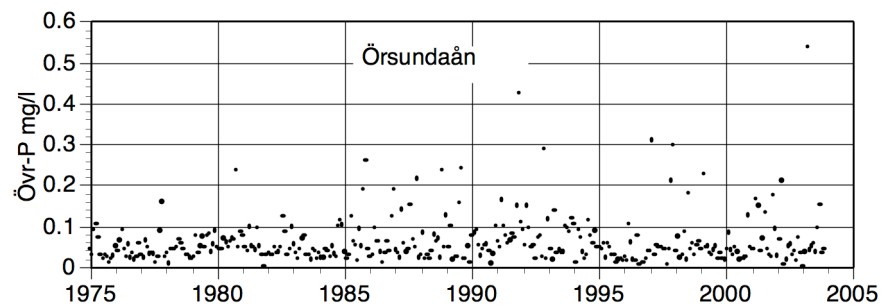
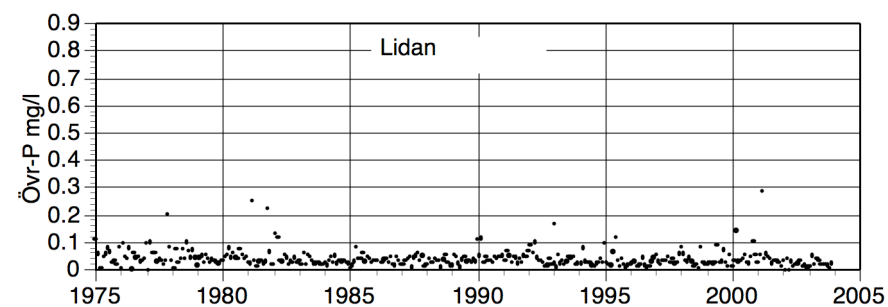
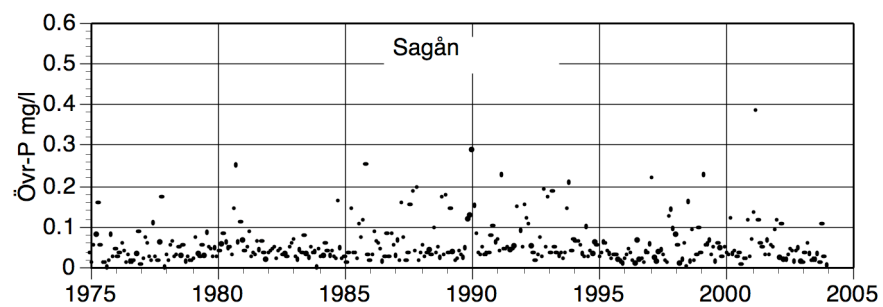
(NO₃ + NO₂ + NH₄)

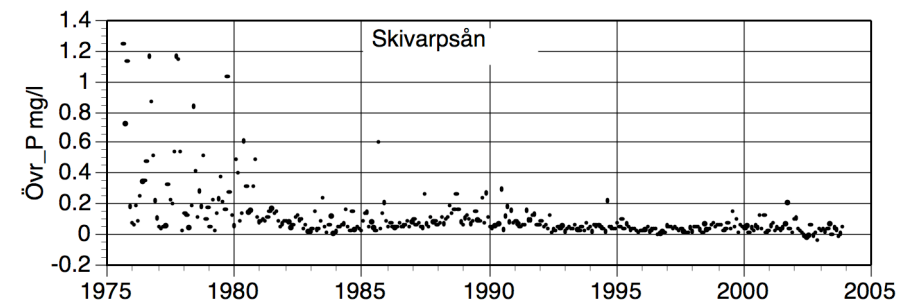
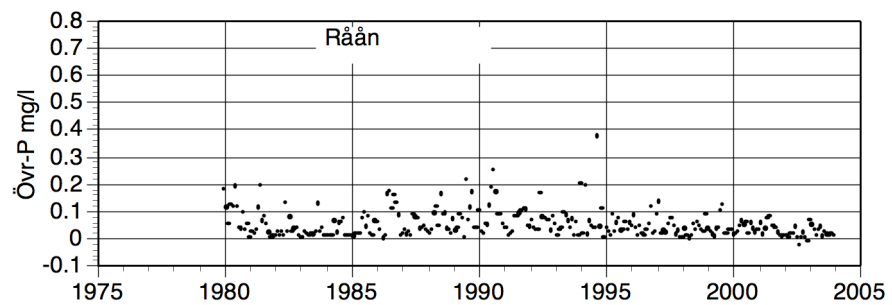
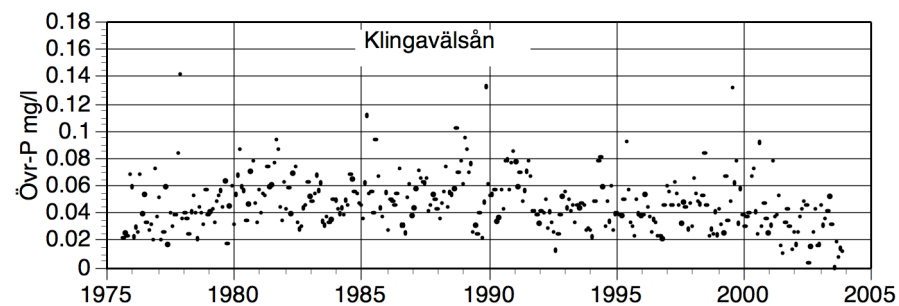
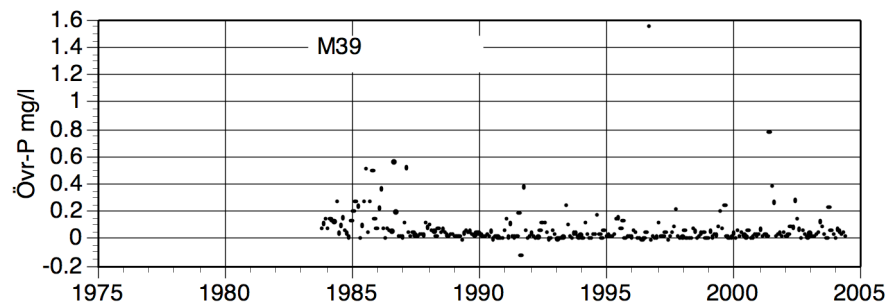
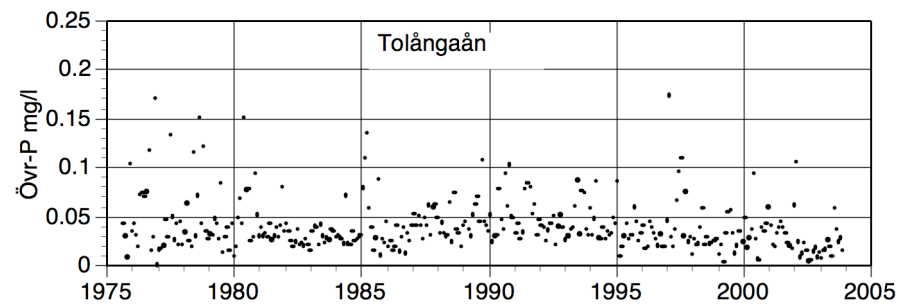
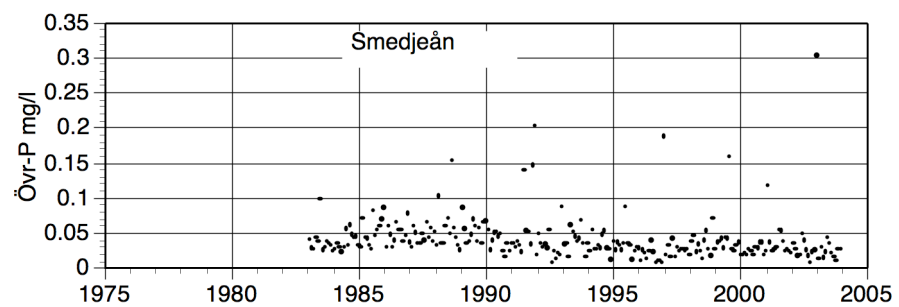




Bilaga 2.3 Tidsserieplottar av Övrig fosfor

(Totalfosfor minus Molybdatreaktivt fosfor. Främst fosfor bundet till mineralpartiklar och organiskt material)





Bilaga 2.4 Tidserieplottar av Fosfatfosfor

(Egentligen Molybdatreaktivt fosfor)

